ISSN 1405-0471

Madera y Bosques



PRIMAVERA 2008 14(1)
Xalapa, Ver.

MADERA y BOSQUES
Vol. 14 Núm. 1 Primavera de 2008

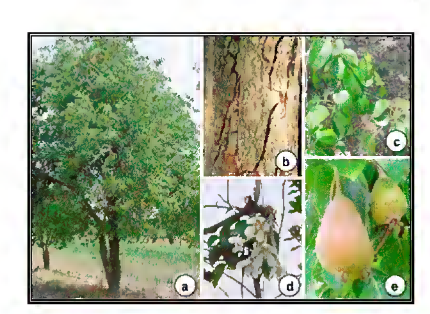
Madera y Bosques, es una publicación del Instituto de Ecología, A.C., que edita la Unidad de Recursos Forestales. Los trabajos que publica tratan los temas de tecnología de productos forestales y del campo forestal en general, con énfasis en ecología forestal y manejo forestal. Se aceptan trabajos en español, inglés y ocasionalmente en otros idiomas. Su objetivo principal es constituirse en un medio de difusión de la investigación científica. Asimismo, publica contribuciones técnicas y estados del arte que incidan en el medio nacional e internacional. Es una publicación semestral que aparece en primavera y en otoño. Ocasionalmente se ofrecerá un número especial.

Madera y Bosques, Vol. 14 Núm.1 de 2008. Número de Certificado de Reserva otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor: 04-2005-062018152600-102. Número de Certificado de Licitud de Título: 12906. Número de Certificado de Licitud de Contenido: 10479. Domicilio de publicación: Km. 2.5 Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Congregación El Haya. 91070 Xalapa, Ver., México. Imprenta: Editorial Cromocolor S.A. de C.V., Miravalles 703. Col. Portales 03570 México, D.F.
La suscripción anual para 2008 es de $160.00 al interior de la República y $25.00 USD al extranjero. Precio por ejemplares sueltos $75,00 y $15,00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Toda correspondencia sobre suscripción y donación debe dirigirse a *Madera y Bosques* · Instituto de Ecología, A.C. · Km. 2.5 Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Congregación El Haya. 91070 Xalapa, Ver., México. · Tel. (228) 842 1800 ext. 5120 · Fax (228) 818 7809 · Correo electrónico: *publicaciones@ecologia.edu.mx*. La reproducción total o parcial de los artículos podrá hacerse con el permiso expreso de los editores. Esta revista forma parte del Índice de Revistas Mexicanas de Ciencia y Tecnología (IRMCyT) del CONACYT–México. Además, se encuentra indizada en Periódica, Índice Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología, Actualidad Iberoamericana, CAB Forest Products Abstracts, Latindex, Seriunam y British Library.

MADERA Y BOSQUES

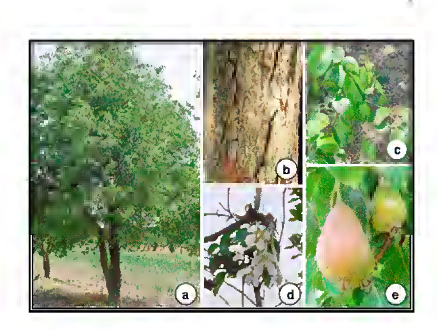
Vol.14 Núm. 1 Primavera de 2008

CONTENIDO



Nuestra portada: Plantaciones de peras (*Pyrus communis* L.) en Teotlalcingo, Puebla
Fotografías de Mariana Mendoza Aguirre, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F.

TABLE OF CONTENTS



Our cover: Pear plantations (*Pyrus communis* L.) in San Felipe Teotlalcingo, Puebla.
Photographs of Mariana Mendoza Aguirre,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F.

EDITORIAL

El desarrollo sustentable de las áreas forestales tiene muchas facetas, cada una de ellas de gran relevancia. La esencia de dicho desarrollo estriba en el aprovechamiento racional de los recursos naturales, en una forma que no comprometa su futuro y permita su reproducción ya sea natural o auxiliada con técnicas apropiadas. En ese contexto importa conocer la capacidad de crecimiento, que a su vez condiciona el posible aprovechamiento del bosque.

Un artículo orientado a proporcionar esta habilidad de predicción sobre el resultado de diversas técnicas silvícolas, nos ilustra con claridad un modelo de crecimiento y rendimiento de una especie conífera que crece en el estado de Oaxaca, México. Este tipo de información es de suma utilidad para administradores o planificadores de –áreas forestales en producción. Estas predicciones se logran a través de ecuaciones matemáticas que brindan información del rendimiento por categoría diamétrica.

En otro orden de ideas, pero igualmente de suma importancia, en este número incluimos un trabajo sobre la dinámica de sucesión en bosques templados de encinos en otra región de México, la Sierra de Álvarez en San Luís Potosí. El resultado de la investigación se expresa en forma de estadísticas de las principales variables morfométricas de las especies de encino estudiadas que permiten aventurar hipótesis sobre la importancia de la competencia entre las especies arbóreas, las perturbaciones del bosque y la secuencia de la presentación de las especies. Con este entendimiento, se pueden evaluar las teorías de la sucesión ecológica y validarlas o modificarlas de acuerdo con los resultados.

Un tema importante en ecología contemporánea se refiere a la fragmentación de los bosques y selvas. Un estudio presentado en este número analiza la influencia de los cambios en la superficie del bosque y en la fragmentación del mismo en un bosque templado de la región central de México que ha sufrido modificaciones importantes debido a la extracción de leña e incendios forestales. Sorprendentemente, los resultados del estudio indicaron que los cambios en superficie y grado de fragmentación analizado, en un periodo que abarcó desde 1956 a 1993, fueron poco significativos. Esto indica que en términos generales, la superficie del bosque no disminuyó sensiblemente, contrario a la tendencia general de la deforestación registrada en México. Este tipo de información igualmente permitirá generar bases de datos que contribuyan a tomar decisiones más adecuadas en lo referente al manejo forestal en esa región.

Otro de los usos que en la actualidad están recibiendo más atención es el uso del bosque como área recreativa. Este uso tiene la enorme ventaja de favorecer la sustentabilidad del recurso, al no comprometer el volumen maderable existente. El punto a meditar en este tema es propiciar un uso en el contexto del turismo ecológico sin que haya impactos significativos sobre el medio ambiente. Un trabajo sobre la planeación del uso recreativo de áreas naturales protegidas en Durango, México presenta información útil sobre el tema.

Dentro del ámbito de la tecnología de los productos forestales, la determinación de las características anatómicas de las maderas reviste una importancia singular. Con los datos de las propiedades anatómicas se cuenta con fuente de información útil y necesaria para el aprovechamiento integral de las maderas. En este número, se incluye el resultado de un proyecto de investigación con árboles frutales que ayudará a buscarle usos alternativos a un recurso maderable que actualmente se desperdicia. Con el advenimiento de modelos predictivos del comportamiento de la madera a partir de sus características anatómicas, se podrían utilizar los datos aquí presentados para sugerir usos propicios. De cualquier manera, en el trabajo aquí presentado se hace una serie de recomendaciones que apuntan a subsanar el mal uso o desuso en que actualmente se encuentran estas maderas.

El tema de los insectos que atacan los recursos forestales es abordado desde el punto de vista del estudio de los insectos que proliferan en árboles de una especie de pino dañados por incendios forestales. Se encontró que existe una relación clara entre las evidencias externas del daño por fuego y la colonización por descortezadores y barrenadores de madera. Estos resultados permiten hacer recomendaciones sobre el manejo de los árboles afectados por los incendios, y de esta manera, minimizar el efecto de los ataques de insectos nocivos.

El número se completa con una revisión de la distribución y diversidad de los pinos de México. Este país es considerado un centro de diversidad de este importante género, pues cuenta con un alto porcentaje de especies y un todavía mayor porcentaje de endemismos. De ahí la enorme importancia ecológica, económica y social de los pinos mexicanos. Al estudiar la diversificación, migración, distribución y taxonomía de los pinos, se puede inferir con mayor claridad su importancia ecológica y dentro del tema económico, sus usos y posibilidades de conservación.

Es con agrado que presentamos a los lectores este conjunto de artículos de investigación y un estado del arte, que por la relevancia de los temas tratados ayudarán enormemente al mejor manejo y conocimiento de nuestros amenazados recursos forestales.

Este año, hemos decidido aumentar los números publicados para poder dar cabida al cúmulo de resultados de investigación que merecen ser difundidos. Si las condiciones futuras demandan mantener este ritmo de publicación, se harán los esfuerzos pertinentes para mantener esta dinámica, siempre teniendo en mente las necesidades de las personas a quienes está dirigido todo este esfuerzo, que son los lectores de este medio de difusión de la investigación científica.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Predicción de la producción y rendimiento de *Pinus rudis* Endl. en Aloapan, Oaxaca

Prediction of *Pinus rudis* Endl. production and yield in Aloapan, Oaxaca

Octavio S. Magaña Torres[1], Juan Manuel Torres Rojo[2], Carlos Rodríguez Franco[3], Heriberto Aguirre Díaz[4] y Aurelio M. Fierros González[5]

RESUMEN

Se muestra la estrategia metodológica para el desarrollo de un sistema de ecuaciones para predecir el rendimiento y producción de *Pinus rudis* Endl. Los datos para la construcción del modelo fueron obtenidos de dos mediciones en sitios permanentes de muestreo ubicados en Aloapan, Oaxaca. El modelo de predicción es un modelo de rodales completos con proyección de estructuras diamétricas a través de la distribución Weibull. La predicción de atributos del rodal se realiza en forma explícita e implícita. La primera se basa en modificaciones a los modelos compatibles de área basal y volumen; la segunda en la recuperación de distribuciones diamétricas predichas a partir del método de predicción de parámetros. Todos los modelos, incluso los de predicción de parámetros de la distribución Weibull, mostraron una bondad de ajuste excelente.

PALABRAS CLAVE:
Distribución Weibull, *Pinus rudis* Endl., predicción de producción, proyección de estructuras diamétricas.

ABSTRACT

The development of equations to predict yield and production of *Pinus rudis* Endl. is described. The data for model development were obtained from two measurements of a set of permanent plots located in Aloapan, Oaxaca. The prediction model is a whole stand model with a projection of diameter classes through the Weibull distribution. Stand´s attributes are predicted with both, explicit and implicit predictions. The explicit prediction is based on modifications to the basal area and volume compatible growth models. The implicit prediction is made by recovering the diameter distribution predicted through the parameter prediction method. All growth models, even those related to the Weibull distribution parameter prediction showed an excellent goodness to fit.

KEY WORDS:
Weibull distribution, *Pinus rudis* Endl., prediction of production, projection of diametric classes

1 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Valle de México, km 18.5 Carr. México-Lechería, AP 307, CP 56101, Texcoco, Edo. de México. magana.octavio@inifap.gob.mx
2 Centro de Investigación y Docencia Económicas A.C., Carr. México-Toluca 3655 Col. Lomas de Santa Fe 01210 México D.F. juanmanuel.torres@cide.edu
3 USDA Forest Service. Rosslyn Plaza, Bldg. C 1601 N. Kent Street Arlington, VA. U.S.A.
4 Prestador de Servicios Técnicos Forestales
5 Colegio de Posgraduados. Programa Forestal. km 36.5 Carr. México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Edo. de México. amfierros@colpos.mx

INTRODUCCIÓN

Cualquier administrador, planificador o analista en el área forestal requiere realizar predicciones sobre las posibles consecuencias de diversas alternativas de uso de bosques y selvas. Tales predicciones pueden realizarse con una amplia diversidad de métodos que van desde simples extrapolaciones con proyecciones tabuladas y normalizadas (tablas de crecimiento y rendimiento) hasta modelos sofisticados que proyectan el crecimiento de árboles individuales de acuerdo a su tamaño y distribución espacial dentro de un rodal, como lo hacen los modelos de árboles individuales dependientes de la distancia. La selección de la estrategia de predicción depende de factores como la disponibilidad de información, el objetivo de las predicciones y los recursos adicionales para el desarrollo de la herramienta que permita realizar dichas proyecciones. Sin embargo, la mejor estrategia siempre será aquella que resulte ser más útil en la aplicación final, en términos tanto de la cantidad de información que provee como de la exactitud y detalle de la misma (Vanclay, 1994).

La aplicación de las proyecciones de crecimiento y rendimiento pueden variar respecto del periodo de proyección como del espacio de aplicación. En este último nivel de variación se pueden distinguir desde aplicaciones a nivel de población, tales como la evaluación del sitio, probar hipótesis de crecimiento, estimación de rendimientos esperados o variabilidad de los mismos, evaluación de alternativas silvícolas o calidad de la madera en pie y definición de regímenes óptimos de manejo, entre otras. También aplicaciones a nivel comunidad, como investigar la dinámica de la distribución espacial de los rodales, las estimaciones de oferta de productos maderables o una planeación estratégica de alternativas de manejo a gran escala.

Cualesquiera de estas aplicaciones requiere diferentes estrategias de modelaje. De hecho, no existen modelos de crecimiento que puedan satisfacer las demandas de todas las aplicaciones. Por lo que en el diseño de la herramienta de predicción siempre se debe buscar la mayor eficiencia para el o los objetivos de uso.

Dentro de la amplia variedad de estrategias metodológicas para modelar el crecimiento y rendimiento de bosques coetáneos y uniespecíficos sobresalen, por su sencillez y precisión, los modelos de totalidad del rodal con proyección de distribuciones diamétricas (TRPDD). Estos modelos, además de predecir las variables de estado básicas, como volumen y área basal de la población, revelan características importantes de la estructura de tamaños de ésta. Ello a través de la estimación de una distribución diamétrica. De aquí que pueden ser usados en aplicaciones que requieren identificar el comportamiento de las diferentes cohortes de una población. Por otro lado, son modelos de fácil elaboración y bastante fiables.

Los modelos TRPDD se introdujeron en la década de los ochentas y se aplicaron fundamentalmente en plantaciones (Avery y Burkhart, 1983; Clutter *et al.*, 1983). La metodología es relativamente simple, ya que sólo requiere de una proyección de las variables de estado básicas: volumen, área basal y número de individuos (mortalidad e incorporación), que se usa para realizar una predicción de la distribución de tamaños, generalmente expresada a través de clases diamétricas. Existen múltiples variaciones metodológicas en el desarrollo de modelos de TRPDD. Su origen se debe a la variabilidad en las estrategias de predicción y métodos estadísticos usados en cada uno de los componentes de predicción. Por ejemplo, la predicción explícita de las variables de estado puede incluir

modelos compatibles (Clutter, 1963) o simples modelos de predicción (MacKinney y Chaiken, 1939). Por su parte, en la predicción de la distribución diamétrica se han usado varias distribuciones de densidad como la Gram-Charlier (Meyer, 1930), Beta (Prodan, 1953), Weibull (Bailey and Dell, 1973) y la S de Johnson (Hafley and Schreuder, 1977). De estas distribuciones la Weibull y la S de Johnson han probado ser las más apropiadas para la predicción de estructuras diamétricas en rodales coetáneos (Gadow, 1984).

El presente documento tiene por objetivo mostrar la estrategia metodológica para la elaboración de un sistema de ecuaciones de predicción explícita del crecimiento, integrado a un modelo de predicción de distribuciones diamétricas. El desarrollo metodológico se ejemplifica con datos obtenidos de parcelas de muestreo permanente establecidas por el INIFAP en San Miguel Aloapan, Distrito de Ixtlán, Oaxaca. La aportación marginal del documento es mostrar el uso de las estimaciones de predicción explícita para corregir las estimaciones de predicción implícita, en el ajuste de un sistema de ecuaciones que integran un simulador de crecimiento para *Pinus rudis* Endl.

METODOLOGÍA

Descripción del área de estudio

La base de datos proviene de 64 parcelas permanentes con dos remediciones (1986 y 1990) en un Sitio Permanente de Investigación Silvícola (SPIS) ubicado en la comunidad de San Miguel Aloapan, Distrito de Ixtlán, Oaxaca, cuyo centroide se ubica en los 17°24'43" de latitud norte y 96°41'30" de longitud oeste. El clima es el más seco de los climas templados subhúmedos, con lluvias en verano, un cociente precipitación/temperatura de 43,2, con verano fresco y temperatura del mes más caliente de 22°C. Los suelos predominantes se clasifican como luvisol vérticos, caracterizados por tener una acumulación de arcilla en el subsuelo, son de color rojo o claros y moderadamente ácidos. También son frecuentes los litosoles, que son suelos sin desarrollo y con una profundidad menor de 10 cm, así como regosoles éutricos, que son de textura fina. Las principales asociaciones vegetales de la región son bosques de pino-encino, bosques de pino y bosques de encino. La especie más frecuente de pino es *Pinus rudis* Endl., seguida de *P. patula* Schl. *et* Cham, *P. pseudostrobus* Lindl., *P. ayacahuite* Ehren. y P. *oaxacana* Mirov.; además de las especies *Abies hickelii* Flous *et* Gauss., y *A. oaxacana* Mart. Las especies de encino más importantes son: *Quercus circinata* Née., *Q. crassifolia* Humb. y *Q. candicans* Née. Asimismo, existen otras especies de latifoliadas como *Arbutus glandulosa* Mart. y *Alnus acuminata* Kunth. Las 64 parcelas están establecidas en bosques puros o casi puros (frecuencia superior al 95%) de *Pinus rudis* Endl.

Trabajo de campo

Las 64 parcelas permanentes se subdividen, cada una, en cuatro cuadrantes de 25 x 25 m. Dada la diferencia entre cuadrantes cada uno de ellos fue considerado un sitio de muestreo, con lo que se tuvieron un total de 256 sitios de muestreo de 625 m^2 cada uno. De este total se seleccionaron en forma aleatoria 16 sitios (6,25%), mismos que fueron usados en las pruebas de validación de modelos. En cada sitio se lleva registro de ubicación de cada árbol, especie y tipo, así como registro continuo de variables como diámetro normal, diámetro del tocón, grosor de la corteza, condición de daño, altura total, altura del fuste limpio,

clase o dominancia, piso, vitalidad, tendencia dinámica y proyección de copa, con lo cual es posible monitorear la dinámica de la población.

Estructura y desarrollo del modelo de predicción de crecimiento

El modelo de predicción del crecimiento se conforma de dos estrategias de predicción: explícita e implícita. La predicción explícita consiste de tres sistemas de ecuaciones. El primero permite caracterizar variables de estado de la población como calidad de sitio (índice de sitio), densidad y mezcla de especies. En ese modelo de predicción no se utilizó un índice de densidad, ya que ésta se evaluó a través del área basal. Tampoco se calculó un índice de mezclas, dado que las poblaciones son puras y coetáneas. El segundo sistema integra ecuaciones que permiten estimar variables de cohortes o árboles individuales de una población dados parámetros poblacionales básicos como densidad, sitio y edad. El tercer grupo está formado por ecuaciones de predicción, tanto de variables de estado como de la distribución diamétrica, que utilizan información básica de los dos primeros sistemas. La figura 1 muestra los tres sistemas de ecuaciones y sus relaciones.

En una predicción explícita se hace la estimación futura de las variables de estado (volumen del rodal, área basal y número de individuos) a través de un modelo compatible (Clutter, 1963). Estos modelos tienen la siguiente forma general:

$$V_2 = f(A_2, S, \delta_2)$$

en donde V_2 representa el crecimiento o rendimiento en volumen (o área basal) por unidad de área a la edad de proyección A_2; S es alguna función de calidad de sitio (generalmente índice de sitio) y δ_2 representa alguna función de la densidad del rodal proyectada a la edad A_2. Cuando la variable de respuesta es área basal (B) es común que los modelos usen

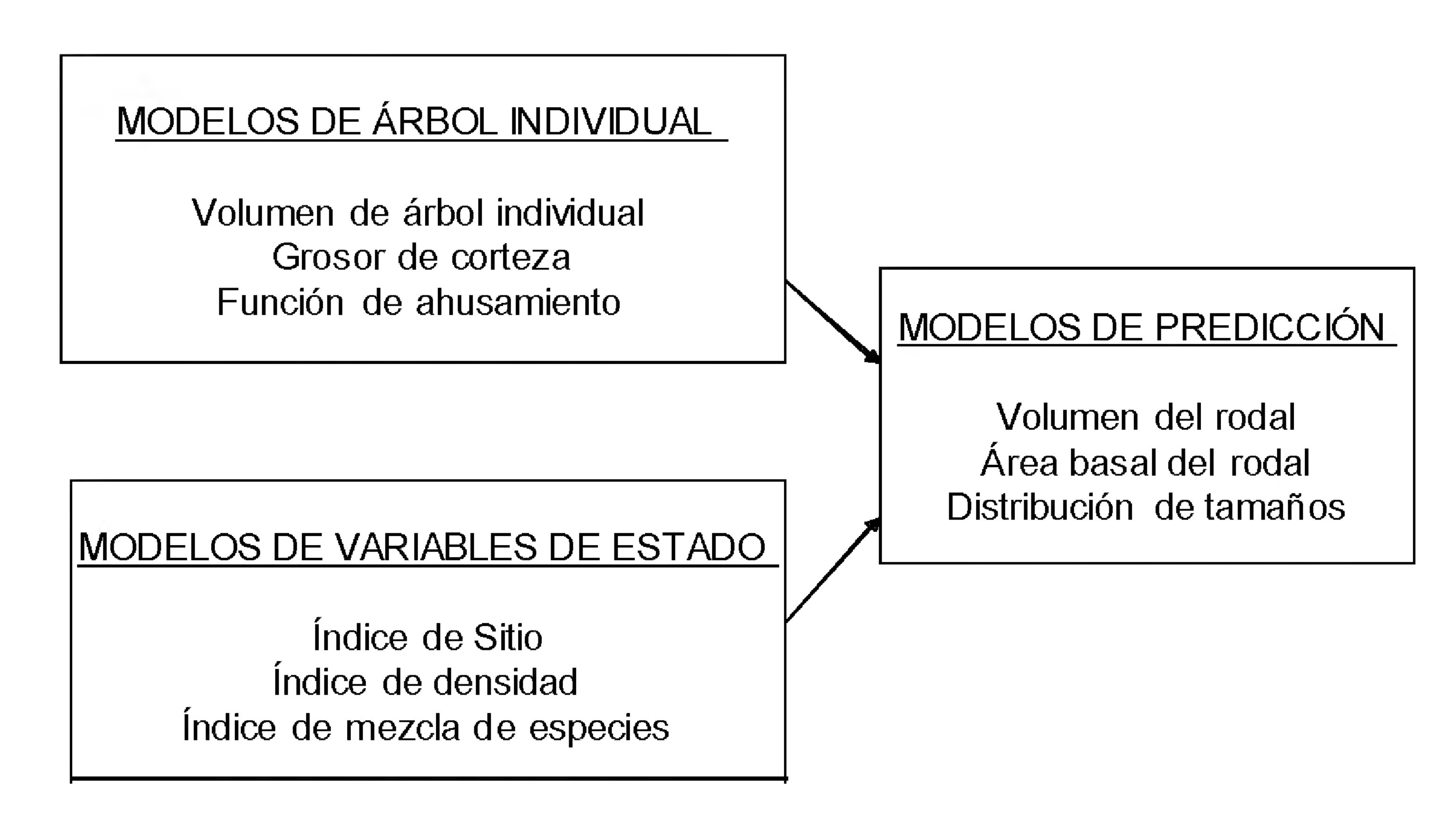


Figura 1. Sistemas de ecuaciones que conforman el sistema de predicción explícita

una estimación de mortalidad para predecir el número de individuos a la edad de proyección (N_2), misma que se puede obtener con una función de mortalidad o con una función que ayude a predecir el tamaño de la población a una edad determinada. Esta función regularmente es el cuello de botella en las estimaciones adicionales, dado que requiere una amplia superficie de respuesta para poder relacionar la mortalidad con diferentes condiciones de estructura y densidad de la población.

En los modelos de predicción explícita de distribuciones diamétricas, los parámetros de la distribución de tamaños se estiman ya sea a través del procedimiento de "recuperación de parámetros" o a través del procedimiento de "predicción de parámetros". El más usado es el segundo procedimiento, dado que el primero frecuentemente recupera distribuciones poco relacionadas con la distribución real. El primer procedimiento consiste en modelar las distribuciones diamétricas a través del modelo de distribuciones elegido (usualmente el modelo Weibull). Enseguida, los estimadores de parámetros de tales distribuciones se relacionan con variables poblacionales, de tal forma que se pueda asociar una distribución diamétrica con características propias de la población. Posteriormente, la distribución de tamaños se recupera al integrar la distribución predicha por categorías de tamaño (categorías diamétricas) y finalmente se recobra una tabla de inventario de la predicción con ayuda de estimaciones de altura promedio por categoría diamétrica y funciones de ahusamiento. La figura 2 muestra el diagrama de flujo que sigue una predicción de esta naturaleza.

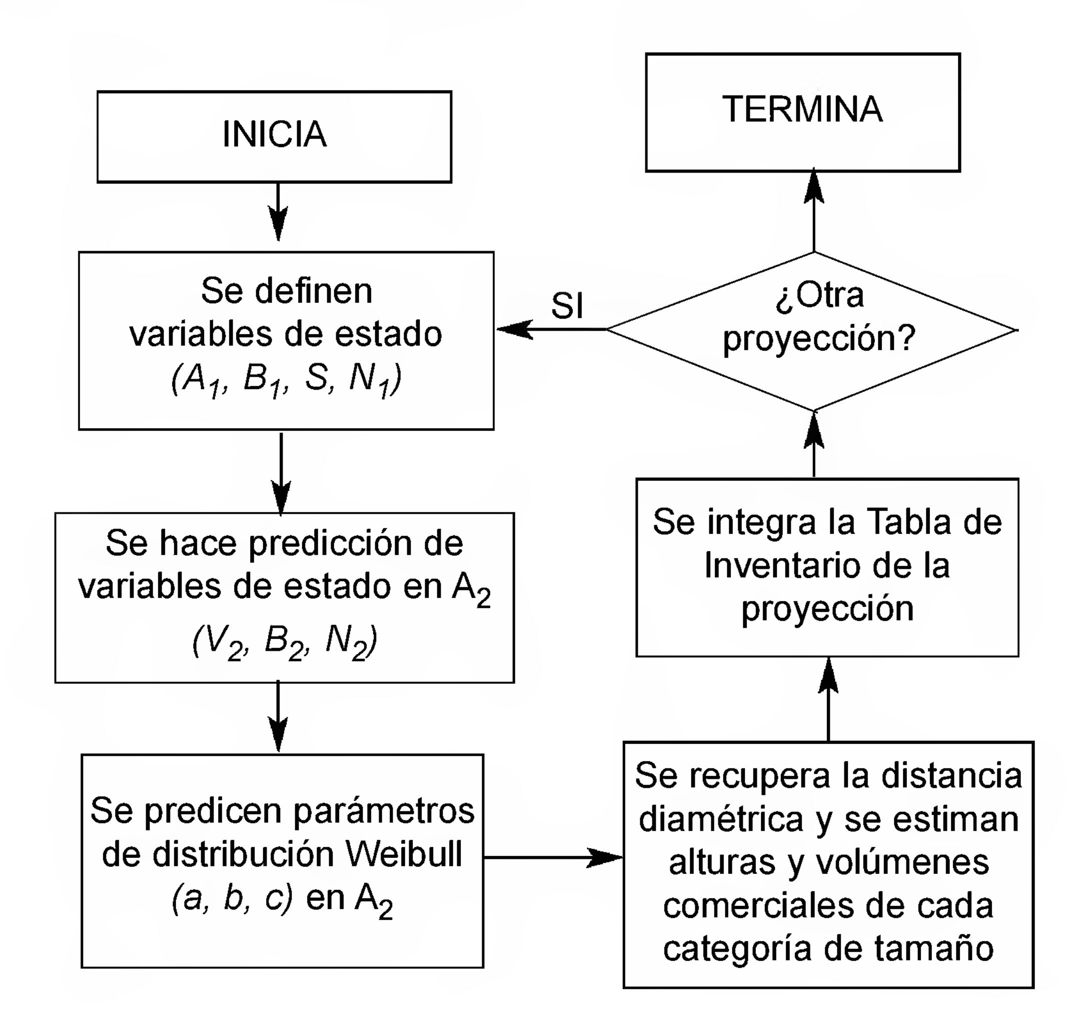


Figura 2. Diagrama de flujo de una predicción explícita con proyección de distribuciones diamétricas

Obsérvese que una vez recuperada la tabla de inventario de la proyección es posible calcular una nueva área basal (B'_2) y un nuevo volumen (V'_2) de la población a la edad de proyección (A_2) por simple suma de las áreas basales y volúmenes de cada categoría diamétrica. Tales estimaciones usualmente se conocen como predicciones implícitas de las variables área basal y volumen de la población. Es de esperar que tales estimaciones sean diferentes de aquellas realizadas con las ecuaciones de predicción explícita, debido a que la estrategia de predicción es diferente. El procedimiento de "recuperación de parámetros" sugerido para recobrar distribuciones diamétricas (arriba señalado) asegura que la estimaciones de área basal realizadas en forma implícita y explícita sean iguales, no así las de volumen. Sin embargo, este procedimiento no ofrece una estimación de la distribución de tamaños tan buena como el procedimiento de predicción de parámetros. Las diferencias entre una proyección implícita y una explícita se pueden reducir en la medida en que tanto el sistema de ecuaciones que predice la distribución de tamaños, como el sistema de predicción de alturas medias de cada categoría diamétrica tengan una buena precisión.

Dado que la predicción implícita tiene más errores acumulados que una distribución explícita (se usan más ecuaciones de predicción para realizar la predicción implícita), esta última se usa para corregir las estimaciones de la primera. El procedimiento de corrección consiste en distribuir las diferencias de ambas proyecciones en área basal o volumen de acuerdo a la participación de cada categoría diamétrica en estas variables. El factor de corrección (FC) se calcula como:

$$FC = \frac{V}{Vol}$$

Donde V es el volumen (total del rodal) predicho de manera explícita y Vol es el volumen (total del rodal) obtenido de manera implícita.

Una vez realizada la corrección se vuelven a calcular las alturas medias de cada categoría, a fin de hacer compatibles, diámetros y alturas, con las estimaciones de volumen. De esta forma, las nuevas estimaciones de altura media permitirán corregir las estimaciones de volumen comercial y la tabla de inventario ajustada será compatible con la proyección explícita.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se muestran las estimaciones de los modelos usados para realizar tanto la predicción explícita como la implícita del crecimiento de *Pinus rudis* Endl. en la región de Aloapan, Oaxaca. En algunos casos se realiza una breve discusión sobre las ventajas y desventajas de los modelos usados y los efectos al realizar una proyección.

Predicción de atributos a nivel rodal

Para la estimación del volumen total de cada parcela se determinó una ecuación de volumen (sin corteza) de dos entradas para *Pinus rudis* Endl., basada en 20 análisis troncales y tomando en consideración la metodología propuesta por Rodríguez-Franco y Moreno-Sánchez (1982). El modelo de mejor ajuste se presenta a continuación, donde los valores en paréntesis corresponden a los errores estándar de cada estimador:

$$ln(VT) = -4,70429 + 0,7796\, ln(d) + 1,7934\, ln(ht) \quad (1)$$

(0,4956) (0,1075) (0,1236) $R^2 = 0,97$

$S^2 = 0,15$

$n = 177$

donde VT representa el Volumen total árbol (m^3), d identifica el diámetro a la altura de pecho (m); ht es la altura total de un árbol individual (m) y ln (.) es el logaritmo natural de la función entre paréntesis (.)

Los análisis troncales también se usaron para generar las curvas de índice de sitio en el área de estudio. El método utilizado para obtener las curvas de índice de sitio fue el método de la curva guía con el modelo de Schumacher. El modelo linealizado y de mejor ajuste tiene las siguientes características:

$$ln(H) = 3{,}683008 - 18{,}493965\ 1/E \quad \ldots(2)$$
$$(0{,}0166) \quad (0{,}3582) \quad R^2 = 0{,}84 \quad S^2 = 0{,}07 \quad n = 506$$

En esta ecuación H representa la altura dominante (m) y E la edad (años) del árbol. Para la predicción del índice de sitio a partir de la altura dominante-edad, el modelo de la curva guía fue algebraicamente reordenado a la expresión siguiente:

$$ln\ (S) = ln\ (H) + 18{,}493965\ (1/E - 1/E_b) \quad \ldots(3)$$

donde: S representa el índice de sitio (m) y E_b es la edad base (50 años).

Utilizando la última expresión se definió una familia de curvas anamórficas altura-edad para *Pinus rudis* Endl. Esta familia de curvas mejoró el coeficiente de determinación obtenido con la familia de curvas polimórficas al momento de hacer la validación con el 10% de los datos disponibles que no fueron usados en el ajuste.

Para obtener una estimación explícita del área basal se utilizó el modelo diferencial sugerido por Clutter *et al.* (1983). El modelo de mejor ajuste tiene las siguientes características:

$$ln(B_2) = E_1/E_2\ ln(B_1) + 10{,}3367\ (1 - E_1/E_2) - 2{,}2345\ ln(S)\ (1 - E_1/E_2) \quad \ldots(4)$$
$$(6{,}3327) \quad (1{,}8763) \quad R^2 = 0{,}70 \quad S^2 = 0{,}089 \quad n = 14$$

donde B_1 identifica el área basal inicial (m^2/ha) a la edad inicial (E_1) y B_2 representa el área basal proyectada (m^2/ha) a la edad de proyección (E_2), donde ambas edades están definidas en años. Por su parte, el modelo de predicción de la producción en volumen a la edad de predicción E_2 (V_2) fue estimado siguiendo las ecuaciones diferenciales propuestas por Clutter *et al.* (1983). Las características del modelo ajustado son las siguientes:

$$ln(V_2) = 3{,}39995 - 16{,}4847\ (1/S) - 15{,}238226\ ln(1/E_2) + 1{,}06736\ ln(B_2) \quad \ldots(5)$$
$$(0{,}0979) \quad (1{,}4843) \quad (1{,}7294) \quad (0{,}0277) \quad R^2 = 0{,}99 \quad S^2 = 0{,}002 \quad n = 13$$

Predicción de atributos para arbolado de pequeñas dimensiones

Considerando que las funciones empleadas para predecir el crecimiento del arbolado dependen de las condiciones iniciales de los atributos del rodal (edad, área basal, número de individuos por unidad de superficie e índice de sitio), es indispensable conocer el crecimiento del arbolado desde sus etapas iniciales hasta que logra dimensiones en las cuales es posible medir variables, como el área basal (medida a la altura de pecho). Con objeto de estimar el crecimiento del arbolado de pequeñas dimensiones se consideraron las siguientes suposiciones:

a) El crecimiento en cualquier variable dasométrica durante las primeras etapas de desarrollo depende sólo de la calidad de sitio y la edad.

b) La densidad sólo tiene efecto en el crecimiento hasta que inicia la competencia.

c) Si la competencia inicia antes de que el rodal alcance el cierre de copas, ésta es ignorada.

Con base en el primer supuesto es posible hacer predicciones implícitas de área basal y volumen de arbolado de pequeñas dimensiones, considerando el crecimiento en diámetro y altura de árboles de crecimiento promedio, así como una expresión del volumen en función de estas variables. La mortalidad natural, sin considerar competencia, se expresaría entonces como una función del índice de sitio, que sería la única variable que afecte la sobrevivencia. De esta forma se tendrían todos los elementos para estimar las variables de interés del rodal en arbolado de pequeñas dimensiones.

Se probaron algunos modelos para la predicción de diámetro y altura usando los datos de los análisis troncales disponibles. Cabe aclarar que para disminuir la variación en el crecimiento a edades maduras, los datos de análisis troncales se restringieron a edades menores o iguales a 30 años. El modelo de mejor ajuste fue una modificación al modelo de Richards, para incluir el índice de sitio. Las características de este modelo se muestran a continuación:

$$ht = -1{,}111092\ [1 - e^{(0{,}073446E\ +\ 0{,}039762\ S)}] \quad \ldots(6)$$

(0,282015) (0,0127) (0,0042) R^2= 0,961
S^2= 2,559
n = 59

donde las variables tienen la misma definición anterior y "*e*" representa la base de los logaritmos naturales.

Con el objeto de definir la densidad máxima que está exenta de competencia a un tamaño promedio dado, se ajustó un modelo para predecir diámetro de copa (DC) en función de diámetro normal (*d*), sólo para árboles de pequeñas dimensiones. La expresión de mejor ajuste es la siguiente:

$$DC = 1{,}331767 + 0{,}146926\ d \quad \ldots(7)$$

(0,019876) (0,002345) R^2= 0,943
S^2= 0,701
n = 81

Con esta función y asumiendo un arreglo hexagonal de copas es posible determinar el número máximo de individuos exentos de competencia (NSC), dadas una edad y una calidad de sitio para el arbolado con edades menores de 20 años, edad que corresponde al límite inferior del rango de datos.

Si el número de individuos a un tamaño dado es superior al número máximo de individuos sin competencia, entonces la predicción de crecimiento no puede ser hecha. Esto es probable que suceda cuando se simulan densidades de regeneración muy altas.

La mortalidad que sucede en el establecimiento de la regeneración se asumió dependiente del índice de sitio. La tabla 1 muestra los porcentajes de supervivencia a los 10 y 15 años que se consideran de acuerdo a rangos de índice de sitio.

Predicción de la mortalidad

Una vez desarrolladas las ecuaciones para proyectar volumen y área basal, el problema de estimar futuros

Tabla 1. Porcentajes de supervivencia estimados para plantaciones de *Pinus rudis* Endl. en Aloapan, Oaxaca, a la edad de 15 años

Índice de sitio (m)	*Porcentaje de supervivencia (%)*
< 20	35
21-25	52
26-30	67
31-35	80
> 35	89

rendimientos se reduce a predecir el número de árboles por unidad de superficie que estarán presentes a la edad de proyección y sobre la cual se distribuirá el área basal y volumen proyectados. La predicción del número de individuos presentes a cierta edad se realizó con un modelo compatible. Esto es, un modelo que predice el número de individuos a la edad de proyección (N_2), en función de variables de estado y que además cumpla con las siguientes características lógicas:

* Si A_2 (edad de proyección) = A_1 (edad inicial) entonces $N_2=N_1$ (número inicial de individuos).
* Para rodales coetáneos, si $A_2 > A_1$ entonces $N_2 \leq N_1$.
* Para rodales coetáneos, si A_2 es muy grande N_2 debería tender a cero.
* Los resultados deben ser transitivos, esto es, debe ser lo mismo predecir N_3 a partir de N_2 que a partir de N_1.

Estas cualidades son fácilmente obtenibles con un modelo basado en una ecuación diferencial. Para el caso de *Pinus rudis* Endl., en Oaxaca se probaron varios modelos y el que brindó mejor ajuste fue el modelo donde la tasa de mortalidad proporcional es una función de la edad y el índice de sitio. Las características del modelo ajustado son las siguientes:

$$N_2 = N_1 \left(A_2 / A_1 \right)^{0.489} e^{\left[(-0.0026\, S)(A_2 - A_1) \right]} \quad \text{...(8)}$$

(0,66) (0,001) R^2= 0,99
s^2= 0,003
n = 32

Proyección de estructuras diamétricas

Tal como se ha señalado, el procedimiento de proyección de distribuciones diamétricas denominado "predicción de parámetros" consiste en desarrollar un sistema de ecuaciones de regresión que lleven a predecir valores para los parámetros de alguna función de distribución de probabilidades (*fdp*), en función de estadísticos del rodal tales como la edad, número de árboles por hectárea, índice de sitio y otros. Para este sistema se usó el modelo Weibull, y la estimación de los parámetros se llevó a cabo con varios procedimientos usando el programa de cómputo WEST (Magaña-Torres y Torres-Rojo, 1991). Este programa calcula ocho conjuntos de estimadores para los pará-

metros de la distribución Weibull, usando cuatro procedimientos de estimación con percentiles, dos procedimientos de estimación con máxima verosimilitud, un procedimiento de estimación de momentos y un procedimiento a través de regresión no-lineal. Además, proporciona los estadísticos de bondad de ajuste Kolmogorov-Smirnov (*KS*) y ji-cuadrada (χ^2) para cada conjunto de estimadores.

Los criterios usados para determinar el conjunto de estimadores de mejor ajuste fueron, por orden de importancia: el estadístico *KS*, el estadístico χ^2, la suma de desviaciones absolutas y el valor del diámetro medio estimado.

Una vez que se determinó el mejor conjunto de estimadores para los parámetros de la distribución Weibull para cada sitio, se procedió a ajustar las ecuaciones para predecir estos estimadores en función de los atributos de cada rodal, siguiendo el procedimiento descrito por Torres-Rojo *et al.* (1992). Los ajustes mostraron las siguientes características:

El estimador del parámetro de localización (*a*) presentó alta relación con el estimador del parámetro de escala (*b*) y con el diámetro cuadrático promedio; los tres modelos de mejor ajuste siempre incluyeron estas variables y fueron:

$a = 3{,}857 + 71{,}147\ Dq - 1{,}059\ b + 80{,}393\ (B/N)$ ...(9.1)
(3,51) (21,27)** (0,14)** (56,46) $R^2 = 0{,}93$
$S^2 = 0{,}004$

$a = -0{,}983 + 94{,}111\ Dq - 0{,}914\ b + 0{,}033\ A$ ...(9.2)
(1,71) (12,5)** (0,09)** (0,03) $R^2 = 0{,}92$
$S^2 = 0{,}004$

$a = 2{,}547 + 88{,}967\ Dq - 0{,}886\ b - 0{,}548\ ln(N/A)$ ...(9.3)
(4,55) (16,05)** (0,10)** (0,74) $R^2 = 0{,}93$
$S^2 = 0{,}005$
$n = 120$

donde *B* representa el área basal inicial (m^2/ha), *N* es el número de árboles por hectárea, *Dq* indica el diámetro cuadrático promedio (cm), *b* es el estimador del parámetro de escala y *A* corresponde a la edad promedio del rodal (años).

El estimador del parámetro de escala (*b*) mostró magnífica relación con la variable combinada *B*/*N* (Área basal / Número de árboles por hectárea). Los modelos de mejor ajuste fueron:

$b = -5{,}914 + 268{,}987\ (B/N) + 2{,}564\ ln(N/A)$ ...(10.1)
(4,75) (21,39)** (1,23)* $R^2 = 0{,}98$
$S^2 = 0{,}019$

$b = 3{,}844 + 228{,}383\ (B/N)$ ...(10.2)
(0,88)** (9,94)** $R^2 = 0{,}97$
$S^2 = 0{,}121$

$b = -14{,}165 + 139{,}572\ Dq - 0{,}007\ (S \cdot H)$ ...(10.3)
(2,06)** (9,01)** (0,003)** $R^2 = 0{,}97$
$S^2 = 0{,}459$
$n = 120$

donde *S* representa el índice de sitio y *H* la altura dominante del rodal (m).

El estimador del parámetro de forma (*c*) mostró mayor relación con el diámetro cuadrático promedio y el índice de sitio. Los modelos de mejor ajuste fueron:

$c = 6{,}612 + 109{,}865\ (B/N) - 41{,}517\ Dq$ ...(11.1)
(1,56)** (18,06)** (10,02)** $R^2 = 0{,}96$
$S^2 = 0{,}001$

$c = -0{,}443 + 23{,}217\ Dq - 0{,}135\ S$ ...(11.2)
(0,75) (2,01)** (0,03)** $R^2 = 0{,}93$
$S^2 = 1{,}237$

$c = -1{,}542 + 25{,}194\ Dq - 0{,}131\ S + 0{,}021\ (N/A)$ ...(11.3)
(1,05) (2,38)** (0,03)** (0,01) $R^2 = 0{,}94$
$S^2 = 0{,}815$
$n = 120$

Tabla 2. Combinación de parámetros que mejor predicen la distribución diamétrica de una población por rangos de tamaño y densidad.

Diámetro cuadrático promedio (cm)	*Número de árboles por ha*	*Edad promedio del rodal (años)*	*Mejor combinación de estimadores* "a"	"b"	"c"
< 20	< 1,000		Modelo 9.1	Modelo 10.1	Modelo 11.1
< 20	> 1,000		Modelo 9.1	Modelo 10.1	Modelo 11.3
20-50		< 40	Modelo 9.3	Modelo 10.1	Modelo 11.1
> 50			Modelo 9.1	Modelo 10.3	Modelo 11.1

La selección de la combinación de modelos que mejor predicen la distribución diamétrica real se realizó a través de un programa que prueba todas las combinaciones posibles y califica la predicción de acuerdo a los estadísticos *KS* y χ^2. Tal calificación permitió identificar la mejor combinación de parámetros por rangos de diámetro y densidad, mismas que se muestran en la tabla 2.

Cabe mencionar que para todos los sitios de la base de datos, las predicciones hechas por los modelos fueron altamente significativas.

Modelos adicionales

Predicción de alturas por categoría diamétrica

Una vez que se determinan las frecuencias, por categoría diamétrica, es posible estimar los volúmenes en cada una de estas categorías. Una estrategia para realizar tal estimación es determinar la altura por categoría diamétrica, de tal forma que a través de una ecuación de volúmenes se pueda calcular el volumen en cada una de estas categorías. Este procedimiento requiere de una función que ayude a predecir la altura promedio estimada en cada categoría diamétrica en función del diámetro y atributos de cada rodal. El modelo de mejor ajuste fue:

$$ln(ht) = ln(S) - 1{,}9326 + 0{,}49836\ ln(d) + 0{,}04576\ ln(N/B) \quad ...(12)$$

(0,1672) (0,0307) (0,0307) $R^2 = 0{,}993$

$S^2 = 0{,}058$

$n = 554$

donde las variables siguen la nomenclatura usada anteriormente.

Función de ahusamiento

Las ecuaciones de ahusamiento permiten conocer la tasa de disminución del diámetro del fuste en función de la altura. Estas tasas se emplean después para determinar el volumen de productos primarios, secundarios y celulósicos. Sin embargo, sólo sirven para definir el tipo de productos más no la calidad de los mismos. Esta última determinación debe hacerse a través de un inventario de distribución y calidad de productos y obviamente varía de acuerdo a las características del arbolado. De todos los modelos de ahusamiento probados, aquel con mejor bondad de ajuste fue el modelo

de Bennet y Swindell (1972). Las características del ajuste son:

$$d_{(h)} = 1{,}007167\ d[(ht-h)/(ht-1{,}3)] + 0{,}121967\ (ht-h)(h-1{,}3) - 0{,}007788\ ht(ht-h)(h-1{,}3) + 0{,}003560(ht-h)(h-1{,}3)(ht+h+1{,}3) \quad ...(13)$$

(0,11368) (0,023128) (0,001053) (0,000487)

$R^2 = 0{,}996$
$S^2 = 5{,}514$
$n = 72$

donde $d_{(h)}$ es el diámetro del árbol a una altura "h" (cm) y h es una altura definida (m); las demás variables tienen la misma nomenclatura que en secciones anteriores.

Usando cualquier procedimiento de "análisis numérico", es posible invertir la ecuación (13) y en lugar de determinar el diámetro del fuste a una altura "h", se determina la altura "h" a la que se encuentra el diámetro requerido. Para propósitos prácticos es importante conocer la altura a la que se tiene el diámetro mínimo de aserrío para la zona (30 cm). De esta forma es posible obtener el número de trozas que se pueden aserrar, su volumen y, por diferencia, el volumen de productos secundarios y/o celulósicos. Este procedimiento puede implementarse fácilmente en un simulador de crecimiento y rendimiento una vez que se hacen las estimaciones de diámetro y altura.

Predicción de diámetros y grosores de corteza

Entre los modelos adicionales necesarios para integrar tanto tablas de inventario, como para poder hacer compatibles las predicciones implícita y explícita se encuentra un modelo de grosor de corteza. Dado que el grosor de corteza es muy variable, si se predice en función del diámetro se optó por ajustar una relación diámetro normal sin corteza (*dsc*) en función del diámetro normal con corteza (*dcc*) que tiene las siguientes características:

$$ln(dsc) = -0{,}026047 + 1{,}003343\ ln(dcc) \quad ...(14)$$

(0,001542) (0,000503)

$R^2 = 0{,}99$
$S^2 = 0{,}001$
$n = 659$

Otra relación importante para estimar el rango de predicción del modelo dentro de un simulador es la determinación del diámetro normal promedio de árboles individuales en función de la edad y el índice de sitio. La relación de mejor ajuste se presenta a continuación:

$$d = 56{,}949204\ [1-e^{(-0{,}025631\ E\ -0{,}033375\ S)}]^{(1/(1-0{,}727697))} \quad ...(15)$$

(12,0884) (0,0054) (0,0053) (0,0625))

$R^2 = 0{,}927$
$S^2 = 33{,}686$
$n = 179$

Integración de ecuación

Una sola predicción requiere integrar todo el conjunto de ecuaciones de predicción mostradas en las secciones anteriores. La figura 3 muestra el flujo con el cual se realiza una proyección y las verificaciones que se hacen de la misma para asegurar que la proyección se encuentra dentro del rango de predicción y no arrojen valores extremos para los cuales no hay información de predicción. Ya que la misma variabilidad de los modelos podría arrojar proyecciones inválidas.

Validación del modelo de predicción

Dado que en un modelo de predicción como el expuesto se tienen varios componentes interrelacionados que pueden variar significativamente una predicción es recomendable tener una validación no sólo de cada uno de los componentes, sino de la predicción total. Vanclay y Skovsgaard (1997) señalan

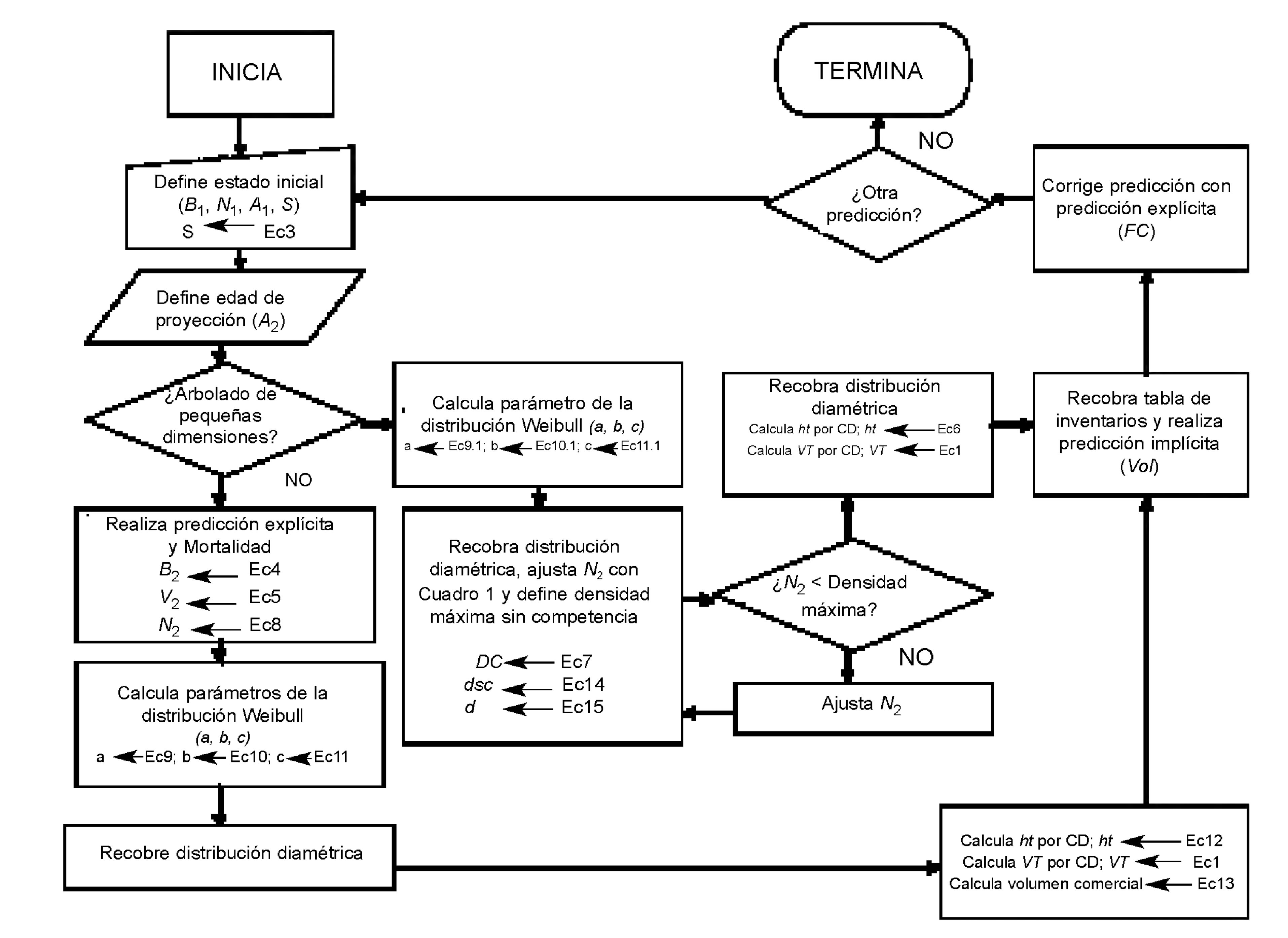


Figura 3. Diagrama de flujo de las ecuaciones usadas en una predicción.

que un sistema de predicción debe evaluarse desde varios puntos de vista tales como: consistencia lógica y biológica, sensibilidad de las estimaciones y una estimación del nivel de error. El sistema aquí presentado está compuesto por modelos compatibles y de consistencia biológica. En todos los casos no hubo una sola estimación que brindara signos contrarios a los esperados o estimadores de baja significancia. La estimación del error se realizó comparando las estimaciones de la proyección con los 16 sitios dejados fuera del análisis, contra las predicciones del sistema de ecuaciones aquí desarrolladas mediante un coeficiente de determinación (R^2) también conocido en biometría como coeficiente de eficiencia (Vanclay, 1994), mismo que tiene la siguiente expresión:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_i \left(Y_i - \hat{Y}_i\right)^2}{\sum_i \left(Y_i - \bar{Y}\right)^2}$$

Donde $\hat{Y}_i$ representa los valores observados, son los valores predichos y $\bar{Y}$ corresponde al valor promedio de los valores observados. Se calculó una R^2 tanto para la predicción de volumen total explícita como para la implícita. Para la primera el valor fue de 0,924 y para la segunda de 0,876, valores que muestran en una muy buena precisión de todo el sistema de proyección.

CONCLUSIONES

El presente trabajo muestra el uso de información proveniente de parcelas de muestreo permanente para el desarrollo de un sistema de ecuaciones que integra un predictor de crecimiento a nivel rodal, que brinda información de rendimiento por categoría diamétrica.

El predictor en su conjunto puede adaptarse a un sistema de cómputo a fin de integrar un simulador de crecimiento útil para definir óptimas secuelas de cosecha a nivel rodal o para evaluar el efecto de diferentes alternativas de manejo del mismo.

Este predictor mostró proyecciones de buena calidad con la información disponible. Lo más relevante resulta la precisión del sistema de proyección implícita. Sin embargo, resulta necesaria la validación de todo el conjunto de ecuaciones con una mayor cantidad de datos provenientes de sitios similares, principalmente en arbolado de pequeñas dimensiones, mismo que tiene una baja representatividad en la distribución de datos.

El trabajo muestra de forma sistemática la integración y relación de ecuaciones que conforman un predictor de crecimiento.

REFERENCIAS

Avery, T. E. y H.E. Burkhart. 1983. Forest measurements. 3a. ed. McGraw-Hill, Nueva York. 331 p.

Bailey R.L. y T.R. Dell. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. For. Sci. 19:97–104.

Bennett, B.A. y B.F. Swindel. 1972. Taper curves for planted slash pine plantations. USDA For. Serv. Res. Note SE-179.

Clutter, J. 1963. Compatible growth and yield models for Loblolly pine . For. Sci, 9(3) 354-371

Clutter, J.L., J.C. Fortson, L.V. Pienaar, H.G. Brister y R.L. Bailey. 1983. Timber management: a quantitative approach. Wiley, Nueva York. 333 p.

Gadow, K.v., 1984. Die erfassung von durchmesserverteilungen in gleichaltrigen kiefernbeständen. Forstw. Cbl. 103:360–374.

Hafley, W.L. y H.T. Schreuder. 1977. Statistical distributions for fitting diameter and height data in even-aged stands. Can. J. For. Res. 7:481–487.

MacKinney, A. I. y L.E. Chaiken. 1939. Volume, yield and growth of loblolly pine in the mid-atlantic region. USDA For. Serv. Appalachian For. Exp. Sta. Technical Note No. 33. 30 p.

Magaña-Torres, O.S. y J.M. Torres-Rojo. 1991. WEST: Programa para calcular los parámetros de la función Weibull. 12 p.

Meyer, W.H., 1930. Diameter distribution series in even-aged forest stands. Yale Univ., School of Forestry, Bulletin 28. 105 p.

Prodan, M. 1953. Verteilung des vorrates gleichaltriger hochwaldbestände auf durchmesserstufen. Allg. Forst.- u. Jagdztg. 129:15–33.

Rodríguez-Franco, C. y R. Moreno-Sánchez. 1982. Elaboración de tablas de volúmenes a través de análisis troncales para *Pinus montezumae* Lamb. en el C.E.F. San Juan Tetla, Puebla. SF. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. Bol. Téc. No. 90. 37p.

Torres-Rojo, J.M., M. Acosta-Mireles y O.S. Magaña-Torres. 1992. Métodos para estimar los parámetros de la función Weibull y su potencial para ser predichos a través de atributos de rodal. Agrociencia. Serie Recursos Naturales 2 (2):57-76.

Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, Reino Unido. 312 p.

Vanclay, J.K. y J.P. Skovsgaard. 1997. Evaluating forest growth models. Ecological Modelling 98:1-12.

Manuscrito recibido el 7 de abril de 2006
Aceptado el 10 de septiembre de 2006

Este documento debe citarse como:
Magaña Torres, O.S., J.M. Torres Rojo, C. Rodríguez Franco, H. Aguirre Díaz y A. M. Fierros González. 2008. Predicción de la producción y rendimiento de *Pinus rudis* Endl. en Aloapan, Oaxaca. *Madera y Bosques* 14(1):5-19.

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Dinámica sucesional del encinar de la sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México

Succession dynamics of the sierra de Alvarez oak forests in San Luis Potosí, México

Pedro Castillo Lara[1], Jorge Alberto Flores Cano[1], Juan Rogelio Aguirre Rivera[2] y Richard I. Yeaton H.[2]

RESUMEN

El efecto de la competencia interespecífica sobre la dinámica de los bosques templados en México ha sido poco estudiado. En este trabajo, por medio de técnicas de inferencia fuerte, se documenta la dinámica de un bosque de encino de la Sierra Madre Oriental. En particular, se proponen métodos para determinar cuáles especies son importantes en la dinámica de una comunidad arbórea, la secuencia de establecimiento de esas especies, el remplazo competitivo de una especie por otra y, finalmente, cómo la biología de las especies afecta su estado sucesional. Los resultados presentan una secuencia de especies de encinos rojos (*Quercus coccolobifolia*, *Q. crassifolia* y *Q. affinis*) remplazándose sucesionalmente, y un encino blanco (*Q. obtusata*) que se presenta como subdominante en la etapa sucesional tardía dominada por *Q. affinis*.

PALABRAS CLAVE:
Bosques de encino, inferencia fuerte, remplazo competitivo, sucesión.

ABSTRACT

The effect of interspecific competition on the dynamics of temperate forests in Mexico has rarely been investigated. In this study, the dynamics of an oak forest in the Sierra Madre Oriental are described using techniques involving strong inference. In particular, methods are presented to determine which species are important in the tree community, the sequence of establishment of these species, the competitive replacement of one species by another and, finally, how each species' biology affects their successional status. The results show a sequence of three species of red oaks (*Quercus coccolobifolia, Q. crassifolia* and *Q. affinis*) replacing one another over time with a fourth species, a white oak *Q. obtusata,* functioning as a subdominant to *Q. affinis* in the late succesional stage of the forest.

KEY WORDS:
Oak forests, strong inference, competitive replacement, succession.

INTRODUCCIÓN

Los tipos de vegetación en México han sido descritos en detalle (Flores *et al*., 1971; Rzedowski, 1978). Rzedowski (1978) compendió lo conocido sobre la ecología general de dichos tipos de vegetación y sugiere que el siguiente paso en el estudio de las comu-

1 Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales (PMPCA), Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Área de Recursos Naturales. Altair No. 200. Fracc. Del Llano. C.P. 78377. San Luis Potosí, S.L.P. pcastillol57@yahoo.com.mx; florescano.bq@gmail.com.
2 Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair No. 200. Fracc. Del Llano. C.P. 78377.

nidades vegetales sería lograr entender su dinámica, con énfasis en aquellas especies más importantes involucradas en dichos procesos. Una forma de abordar esta dinámica es a través del concepto del remplazo espacial sobre el tiempo (Watt, 1947). Al respecto, uno de los primeros estudios en México fue realizado por Yeaton y Romero-Manzanares (1986) en el matorral xerófilo del sur del desierto chihuahuense. Ellos estudiaron el remplazo, a través del tiempo, de *Acacia shaffneri* por *Opuntia streptacantha*, para lo cual utilizaron técnicas de inferencia fuerte, propuestas inicialmente por Platt (1964).

La dinámica de los bosques de dosel cerrado es difícil de apreciar, pues a simple vista dan la apariencia de ser estáticos (Shugart, 1984). Sin embargo, en su interior ocurren cambios continuos debidos a las variaciones en el ambiente físico y biótico. Estos cambios modifican su estructura y composición específica a través del tiempo. Whitmore (1978) señala que en la dinámica de los bosques templados pueden identificarse tres fases: *a)* la perturbación, *b)* la invasión secuenciada de varias especies, y *c)* la madurez, última etapa en la sucesión. En cada fase pueden identificarse especies características, cuyos atributos distintivos se refieren a sus formas de dispersión, colonización y crecimiento en condiciones de competencia por la luz y otros recursos (Whitmore, 1978; Martínez, 1985).

La fase de perturbación se manifiesta con la apertura de claros de diferente tamaño y forma, en dependencia del tipo, amplitud e intensidad del disturbio. Estos claros son colonizados primeramente por especies intolerantes a la sombra, tasas fotosintéticas y puntos de saturación elevados en presencia de luz y, como consecuencia, una superficie fotosintética mayor (Horn, 1974; Bidwell, 1974; Bazzaz, 1998). En la fase de invasión, las condiciones del sotobosque cambian de tal forma que resulta inadecuado para las colonizadoras, pero favorable para el arribo de otras especies mejor adaptadas a las nuevas condiciones (Connell y Slatyer, 1977). Las especies dominantes en esta etapa presentan como características principales mayor tolerancia a la sombra, alta capacidad para crecer y competir bajo condiciones de poca luz, mayor eficiencia fotosintética bajo la sombra, puntos de compensación bajos, menor gasto energético para la respiración y, como consecuencia, menor superficie foliar (Horn, 1974; Bidwell, 1974; Bazzaz, 1998).

Finalmente, durante la fase de madurez, las comunidades vegetales adquieren una estructura y composición complejas y relativamente estables (Perry, 1994). Sin embargo, aun en esta fase los cambios continúan, al modificarse la abundancia relativa de las especies (Forcier, 1975). Es en esta etapa cuando la competencia entre individuos promueve el proceso de remplazo. Aunque entre los ecólogos aún hay desacuerdo sobre la importancia de la competencia en la organización de las comunidades vegetales, al respecto existen evidencias sólidas sobre su relevancia (Callaway y Walter, 1997; Flores y Yeaton, 2000).

El papel de la competencia en la dinámica de los bosques de México es muy poco conocido. Los únicos estudios de sucesión se han realizado en bosques dominados por coníferas (Yeaton *et al.*, 1987; González-Espinosa *et al.*, 1991; Sánchez-Velásquez y García-Moya, 1993). Se carece de estudios de sucesión en bosques dominados por encinos en México, y estudios del remplazo espacial a través del tiempo entre especies de encino se desconocen en la literatura científica en nivel mundial.

OBJETIVOS

El objetivo principal de este estudio es documentar la dinámica de la sucesión tardía en bosques densos de encino, por medio de técnicas de inferencia fuerte (Platt, 1964), para responder a las siguientes preguntas: ¿Cómo reconocer cuáles especies son más importantes en la dinámica de una asociación arbórea? ¿Cuáles especies colonizan primero las áreas abiertas? ¿Existe algún patrón de remplazo entre las especies que componen los bosques de encino? ¿Cómo una especie desplaza a otra especie de la etapa previa? ¿Existe una especie que controla la fase final de la sucesión en los bosques de encino?

MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en la vecindad del paraje conocido como El Carrizal (21º 58' N, 100º 34' O) en la sierra de Álvarez, San Luis Potosí. Esta sierra forma parte de la Sierra Madre Oriental y, en su sección sur, está formada por montañas altas con laderas abruptas y convexas de origen volcánico (INEGI, 2002). Los suelos predominantes en la región son litosoles de textura media (Arriaga *et al.,* 2000). El clima de la región está clasificado como seco templado, con una temperatura promedio anual de 16 ºC (García, 1988). La amplitud diaria de temperatura del mes más frío (enero) oscila entre -3 y 18 ºC y la media del mes más caliente (mayo) es superior a 18 ºC. La precipitación promedio anual es de 566 mm, de la cual el 92% ocurre en los meses de mayo a octubre y el resto en los meses de noviembre a abril (García, 1988). Los promedios de temperatura y precipitación fueron calculados para un periodo de 18 años, no especificado por García (1988) y corresponden a la estación más cercana al área de estudio (La Salitrera, S.L.P.).

En la sierra de Álvarez existen cinco tipos de vegetación principales, de los cuales el bosque de encino es el más extenso (Rzedowski, 1961; Arriaga *et al.*, 2000). El sitio del presente estudio es una ladera con exposición norte, donde las condiciones de humedad y temperatura han mantenido una comunidad de árboles con dosel cerrado, dominado por varias especies del género *Quercus.* Este sitio se encuentra a una altitud sobre el nivel medio del mar de 2 166 m y presenta pendientes de 20 hasta 35º. La ubicación y topografía del sitio han dificultado el aprovechamiento del arbolado, por lo cual la comunidad de encinos se mantiene prácticamente sin disturbio. Las áreas relativamente más planas, localizadas en la parte baja de la ladera de estudio, fueron desmontadas y utilizadas previamente en la producción de maíz, frijol y chícharo, y luego abandonadas hace alrededor de cincuenta años. Actualmente, estas áreas son mantenidas abiertas debido al pastoreo ligero de bovinos y equinos, pero están en el proceso de repoblación de especies leñosas, particularmente de especies de encinos, existentes en el bosque inmediato.

Trabajo de campo

La composición de especies y la abundancia relativa del componente arbóreo, fueron estimadas en cinco parcelas circulares de 20 metros de diámetro (314 m^2). Estas parcelas fueron espaciadas en los aproximadamente 400 metros de la ladera en el área de estudio a intervalos de 20 m, a partir de aproximadamente 100 m del campo abierto en la base de la ladera, para terminar aproximadamente a 100 m de la cúspide. Se

registró el número de individuos de cada especie arbórea con diámetro en la base del tronco mayor que 2,5 cm. *Arbutus xalapensis*, *Buddleia cordata*, *Carya ovata*, *Crataegus parryana*, *Juniperus flaccida*, *Pinus arizonica* y *P. teocote*, especies con menos que el 5% de densidad en el total de las muestras, se consideraron poco importantes en la dinámica de la comunidad y fueron excluidas del estudio. Las medias y errores estándar fueron calculados para las densidades (número de individuos por hectárea) y diámetros de los troncos, para las especies registradas. Aunado a ello, las densidades relativas fueron calculadas, al dividir el promedio de la densidad media de cada especie entre la densidad media total. Estos datos fueron usados para determinar las especies dominantes en el sitio de estudio.

La invasión relativa de las especies de encino fue estudiada en cinco parcelas alargadas (franjas) de 30 x 5 metros, dispuestas en secuencia continua y longitudinalmente paralelas al borde del bosque; la primera de ellas quedó bajo el dosel y las otras cuatro en el campo abierto adyacente. El número de individuos menores que un metro de altura, para cada especie de encino, fue registrado en cada franja. Este proceso fue repetido en cinco sitios diferentes, adyacentes al sitio de estudio. Estos datos proporcionaron información tanto de la repoblación natural en las áreas abiertas, como del patrón de remplazo a través de una secuencia sucesional. El número de individuos de cada especie de encino registrado en estas franjas, fue sumado y analizado estadísticamente con la prueba de χ^2 para κ muestras independientes, donde los encabezados de las filas fueron las cuatro especies de encino y los encabezados de las columnas fueron las cinco franjas de 30 x 5 m, la de bajo el dosel y las cuatro ubicadas en los claros (Siegel y Castellan, 1988).

La técnica de simetría de doseles (Flores y Yeaton, 2000) se usó para comprobar la existencia de patrones de remplazo entre las especies de encino que componen el bosque. Esta técnica, hasta ahora utilizada para inferir el patrón de sucesión entre arbustos y árboles en los matorrales xerófilos del Altiplano Mexicano, mide la capacidad de una especie para invadir el espacio de otra especie. El efecto de la invasión del área del dosel causa un crecimiento asimétrico en la segunda especie y, eventualmente, su remplazo. Se buscaron al azar alrededor de 25 pares de árboles de las cuatro especies de *Quercus*, cuyos doseles estuvieran solapados. Algunas combinaciones de pares no ocurrieron; sólo 19 pares de *Q. obtusata* con *Q. affinis* y 17 pares de *Quercus coccolobifolia* con *Q. crassifolia* fueron localizados en el sitio de estudio. Los datos adicionales para complementar suficientes pares de las dos últimas especies, fueron tomados en un sitio relativamente similar, localizado a la misma elevación, a 1,5 km al este del sitio de estudio. Esta área se encuentra en la parte baja de la ladera y en una etapa sucesional temprana debido a la extracción selectiva de individuos adultos de *Q. affinis* y *Q. crassifolia*. En el plano formado por los troncos del par de encinos, se midió la distancia entre ambos individuos, el diámetro máximo del dosel de cada individuo, y el radio máximo de sus doseles sin solapo. Para cada individuo, el diámetro máximo del dosel se dividió entre el radio del dosel sin solapo con la otra especie. De acuerdo con Flores y Yeaton (2000), para una especie los valores medios de esta razón estadísticamente menores que 2,0 indican su asimetría por inhibición y eventual remplazo por su competidora, la cual para ello deberá ser estadísticamente simétrica (2,0) o asimétrica inhibidora (>2,0). Los valores de simetría para los pares de especies fueron contrastados estadísticamente a través de la prueba de

U de Wilcoxon-Mann-Whitney (Siegel y Castellan, 1988).

Durante el registro de datos para el estudio de la simetría de doseles, se observó que en dos de las combinaciones de pares estudiados, *Quercus crassifolia*-*Q. coccolobifolia* y *Q. affinis*-*Q. crassifolia*, muchos de los individuos con crecimiento asimétrico presentaban su ápice principal roto. Para evaluar la importancia de esta observación, se cuantificó la condición del tallo principal de individuos de *Q. coccolobifolia* y *Q. crassifolia,* creciendo bajo el dosel de *Q. affinis*, la especie de encino aparentemente dominante. Así, se registró si sus troncos principales estaban rotos o intactos. Estos datos fueron contrastados estadísticamente con una prueba de bondad de ajuste de χ^2 para cada especie (Siegel y Castellan, 1988).

Con un taladro de Pressler se tomaron muestras del crecimiento radial del tronco de diez individuos de *Quercus crassifolia* apareados con individuos de *Q. affinis* y con doseles asimétricos. Esto se realizó con el fin de explorar si el remplazo se asocia con alteraciones en el tronco de la especie suprimida. Antes de su muestreo, se registró el diámetro de cada individuo de *Q. crassifolia*. Posteriormente, con el taladro se tomó una muestra de su madera, atravesando completamente el tronco del árbol, a una altura del suelo aproximada de 1 m y en el plano definido por los troncos de la pareja. A continuación, las longitudes de las dos secciones radiales de estas muestras fueron medidas a partir del punto de crecimiento inicial del árbol, tanto en la dirección del solapo de doseles como hacia el extremo opuesto. Las diferencias entre las dos secciones radiales, fueron calculadas para cada individuo mediante sustracción del radio dirigido hacia el individuo apareado de *Q. affinis*, al radio en la dirección opuesta. Estas diferencias en el crecimiento radial fueron calculadas como porcentaje del diámetro medio del tronco. Los valores de las diferencias (positivos o negativos) fueron contrastados estadísticamente a través de una prueba binomial para una muestra (Siegel y Castellan, 1988).

RESULTADOS

El componente arbóreo de la comunidad vegetal de El Carrizal está compuesto por nueve especies arbóreas, de las cuales *Quercus crassifolia*, *Q. coccolobifolia*, *Q. obtusata* y *Q. affinis* presentaron el mayor porcentaje de ocurrencia (Tabla 1). De los 177 individuos registrados en las cinco unidades de muestreo, dichas especies representaron el 89%, lo cual indica que son las más importantes en la dinámica vegetal de esta comunidad.

La colonización de las áreas abiertas y abandonadas, adyacentes al borde del bosque, por las cuatro especies destacadas de encino, muestra tendencias decrecientes a partir del dosel del bosque (Tabla 2). La mayor abundancia de plántulas y juveniles de *Quercus affinis* se registró en forma altamente significativa bajo el dosel del bosque y en el borde del mismo, en comparación con los valores esperados (χ^2 = 36,7, p < 0,001), y fue significativamente menor con respecto a los valores esperados en las áreas abiertas (χ^2 = 49,1, p < 0,001 en el borde del dosel del bosque; y χ^2 = 31,2, p < 0,01 en las franjas localizadas entre 5 y 10 m del borde del bosque). En contraste, las plántulas de *Q. coccolobifolia* fueron significativamente menos abundantes bajo el dosel del bosque, con respecto al valor esperado (χ^2 = 92,3, p < 0,001), y significativamente más abundantes que el valor esperado en todas las áreas abiertas [prueba de χ^2 en un rango desde 165,3 (p < 0,001) en la franja de 5 a 10 m,

Tabla 1. Diámetro basal (cm), densidad (número de individuos ha^{-1}) y densidad relativa (%) de las especies dominantes en la comunidad vegetal de El Carrizal (n=5 unidades de muestreo circulares de 314 m^2 c/u).

ESPECIE	DIÁMETRO*	DENSIDAD*	DENSIDAD RELATIVA
Quercus affinis	17,2±16,05	25,47±0,80	5,80
Quercus coccolobifolia	39,00±4,84	89,17±1,01	20,29
Quercus crassifolia	27,20±3,27	159,23±2,66	36,23
Quercus obtusata	33,60±3,04	165,61±2,03	37,68

* Medias ± error estándar

Tabla 2. Número de plántulas y juveniles de las cuatro especies de encino en cinco claros adyacentes al bosque. Valores totales en cinco franjas de 5 x 30 m paralelas al borde del bosque (la primera bajo el dosel y las siguientes en el terreno desmontado).

	DISTANCIA DESDE EL BORDE (m)					
Especie	-5 a 0	0 a 5	5 a 10	10 a 15	15 a 20	Total
Quercus coccolobifolia	3	60	53	15	7	138
Quercus crassifolia	12	1	0	0	0	13
Quercus obtusata	160	73	10	0	0	243
Quercus affinis	408	16	1	0	0	425

hasta 28,7 ($p < 0,05$) en la franja localizada de 15 a 20 m de distancia del borde del bosque). La densidad de plántulas de *Quercus obtusata* declinó de la franja bajo el dosel del bosque hacia las franjas de las áreas abiertas, pero sin que estas diferencias fueran estadísticamente significativas en relación con el valor esperado y de acuerdo con el estadístico utilizado. El número de individuos registrado de *Q. crassifolia* fue muy pequeño como para derivar alguna conclusión probable acerca de su recolonización en las áreas abiertas próximas al borde del bosque.

De los seis pares posibles de las cuatro especies de encino para el análisis de simetría de doseles, sólo tres de ellas ocurrieron en el sitio de estudio (Tabla 3). Faltaron los pares posibles de *Quercus crassifolia* con *Q. obtusata* y de *Q. cocco - lobifolia* con *Q. affinis*. Así, *Quercus affinis*

se localizó apareado con *Q. crassifolia* y *Q. obtusata*, y ambas especies mostraron asimetría significativa de su dosel (Tabla 3). Al mismo tiempo, los doseles de *Q. coccolobifolia* se registraron significativamente distorsionados al estar emparejados con los de *Q. crassifolia* (Tabla 3).

En relación con la integridad del tallo de los individuos de las especies apareadas con *Q. affinis*, los 17 individuos de *Q. coccolobifolia* localizados en el sitio de estudio, presentaron su tronco principal roto (Tabla 4, χ^2 = 9,7, p < 0,01). De modo similar, el 72% de los individuos de *Q. crassifolia* habían sufrido fractura de su tallo principal (Tabla 4, χ^2 = 5,7, p < 0,02).

La diferencia media relativa entre las dos secciones radiales de los diez troncos evaluados muestra que el crecimiento radial del tallo de *Quercus crassifolia*, fue estadísticamente mayor en la dirección opuesta al individuo apareado de *Q. affinis* ($\bar{X}$ = 10,0 ± 2,1%; p< 0,01).

Tabla 3. Simetría media ± el error estándar (EE) de los doseles de individuos apareados de las cuatro especies de encino importantes en la dinámica vegetal de El Carrizal.

N	INTERACCIÓN	PROB.
57	*Q. crassifolia* (1,99 ± 0,29)-*Q. coccolobifolia* (1,31±0,28)	(p<0,01)
46	*Q. affinis*(2,38±-0,10)-*Q. crassifolia* (1,16±0,06)	(p<0,001)
19	*Q. affinis* (2,51±0,18)-*Q. obtusata* (1,61±0,10)	(p<0,05)

Tabla 4. Individuos de *Quercus coccolobifolia* y *Q. crassifolia* con los fustes principales dañados y sin daño cuando interactúan con *Q. affinis* (prueba de χ^2 p<0,01).

ESPECIE	DAÑADOS	SIN DAÑO	TOTAL
Quercus coccolobifolia	17	0	17
Quercus crassifolia	45	17	62

DISCUSIÓN

Los resultados del estudio de densidad absoluta y relativa indican que la comunidad vegetal de El Carrizal está compuesta por nueve especies arbóreas, pero sólo cuatro de ellas son importantes en la dinámica de este sistema. Rzedowski (1961) menciona que dos de las especies estudiadas (*Q. crassifolia y Q. coccolobifolia*) son las dominantes fisonómicas en los bosques de encino-pino de la sierra de Álvarez. En bosques templados maduros, sin disturbio aparente, la composición arbórea es mínima, pues llega a ser monoespecífica (García-Arévalo *et al*., 2004), pero otras veces presenta de cuatro hasta nueve especies (Quintana-Ascencio y González-Espinosa, 1993). De acuerdo con la densidad de las especies dominantes, pareciera que la comunidad estudiada se encuentra en una fase sucesional de intermedia a tardía, debido al predominio de individuos de especies que pueden ser consideradas de la fase intermedia (*Q. crassifolia* y, posiblemente, *Q. obtusata*), menos individuos de la especie reconocida como colonizadora (*Q. cocco - lobifolia*), y muy pocos individuos de *Q. affinis*, especie tardía en este gradiente, como se discute enseguida.

De las tres secciones del género *Quercus*, en México sólo dos son abundantes en especies, *Quercus* o encinos blancos (81 especies) y *Lobatae* o encinos rojos (76 especies) (Valencia, 2004). De las especies dominantes en el área de estudio, *Q. coccolobifolia*, *Q. crassifolia* y *Q. affinis* pertenecen a la sección *Lobatae*, y *Q. obtusata* a la sección *Quercus*. Estas dos secciones son evolutivamente diferentes. Así, con base en datos ecológicos y de distribución, se supone que los encinos rojos son menos tolerantes a condiciones xéricas (Nixon, 1984). Debido a lo anterior, en México y Estados Unidos de Norteamérica hay una mayor presencia de encinos blancos en los sistemas montañosos que limitan con los desiertos (Nixon, 1984, 1993). Los encinos blancos producen bellotas más grandes que los rojos, lo cual se relaciona con el contenido de humedad y por lo tanto de reservas para germinar en condiciones de relativa sequedad (Zavala, 2004). Los encinos rojos por su parte, en general crecen donde las condiciones de humedad son mejores. Algunas excepciones son *Q. affinis* y *Q. eduardii* del bosque de *Pinus cembroides* en Nuevo León (Valdez y Aguilar, 1983), *Q. coahuilensis* en el matorral submontano, y *Q. coccolobifolia* asociado a terrenos pedregosos con exposición sur en Aguascalientes (De la Cerda, 1989). En el área de estudio, *Q. affinis* alcanza alturas de hasta 25 m y sólo se encuentra en cañadas y laderas expuestas al norte (García *et al*., 1999). La escasa presencia de *Q. obtusata* (encino blanco) en el área de estudio (2 166 m), parece deberse a que, aunque su distribución altitudinal es de 680 a 2 800 m (Valencia, 2004), su mayor abundancia se registra en altitudes intermedias.

El tamaño de la bellota está correlacionado con la facilidad de la planta para establecerse y crecer bajo el dosel del bosque (Beon y Bartsch, 2003). Buckley *et al*. (1998) mencionan que entre las características de las especies pioneras está el porte bajo y la semilla pequeña, con mayor facilidad de dispersión; mientras que las especies consideradas como dominantes en un bosque maduro, o tardías en la secuencia sucesional, producen frutos con dispersión limitada, pero con energía suficiente para sustentar el crecimiento de las plántulas bajo un dosel establecido de antemano (Minckler, 1980; Jackson, 1984). En efecto, de las cuatro especies estudiadas, *Q. coccolobifolia* es de porte bajo (6 a 15 m), produce la bellota más pequeña (de 0,8 a 1,0 cm de largo) (García y Aguirre,

en preparación), lo cual le facilita colonizar las áreas abiertas. En cambio, *Q. affinis* posee una bellota más grande, cuyo tamaño fluctúa entre 0,9 y 1,3 cm de largo, lo cual dificulta su transporte a mayores distancias por los depredadores.

El tamaño de la bellota y su relación con los depredadores es también importante en la dispersión y recolonización de las áreas abiertas. La dispersión de frutos por aves y pequeños mamíferos es de gran importancia para el éxito de la repoblación de los encinos de bosques maduros, debido principalmente al almacenamiento eficiente de bellotas (Mellanby, 1968). Los vertebrados (aves y mamíferos) se consideran los dispersores primarios de bellotas (Barnett, 1977; Boucher, 1981; Darley-Hill y Jhonson, 1981). Los roedores pequeños (*Peromys - cus* spp. y *Sigmodon* spp.) transportan las bellotas entre 10 y 30 m del centro de provisión (Sork, 1984; Bonfil y Soberón, 1999); las ardillas (*Sciurus* spp. y *Sper - mophillus* spp.) las mueven hasta unos cientos de metros, y algunas aves (*Aphe - locoma* spp.*, Corvus* sp.*, Cyanocitta* sp.*, Picoides* spp., *Melanerpes* spp.) las desplazan hasta 4 o 5 km (Darley-Hill y Jhonson, 1981; Zavala, 1995; Zavala y García, 1996). Así, la bellota más pequeña de *Quercus coccolobifolia* representa menor problema para ser transportada hacia las áreas abiertas, a distancias relativamente grandes de la fuente.

El tamaño de la hoja y su relación con los procesos de la fotosíntesis y respiración, es otro atributo que tiene que ver con la adaptabilidad a diferentes niveles de luz o sombra. Así, es probable que *Quercus coccolobifolia* requiera de tasas fotosintéticas elevadas desde las primeras etapas de su desarrollo, debido a que su bellota más pequeña contiene menos reservas, lo cual se compensaría con una mayor superficie foliar. Las hojas de *Q. coccolobifolia* son de 10 a 19 cm de longitud y de 7 a 16 cm de anchura (de la Cerda, 1989; Bello y Labat, 1987; Zavala, 2003; García y Aguirre, en preparación). Por el contrario, *Q. affinis* posee hojas de 4 a 9 cm de longitud y de 2 a 3 cm de anchura (García y Aguirre, en preparación). Asimismo, el mayor contenido de reservas en las bellotas y el menor gasto energético para la respiración bajo la sombra, podrían conferirle a *Q. affinis* una mayor eficiencia fotosintética con menor superficie foliar.

Las características biológicas de las especies estudiadas y los resultados de este trabajo concuerdan con lo señalado por Horn (1974), Bidwell (1974) y Bazzaz (1998), en el sentido de que las especies colonizadoras, además de ser intolerantes a la sombra, poseen hojas más grandes. Mientras que las propias de los estados avanzados en la sucesión, son más tolerantes a la sombra y presentan menor superficie foliar. Sin embargo, Buckley *et al.* (1998) afirman que en general las especies propias de lugares abiertos y con altas tasas de luminosidad, poseen hojas pequeñas y gruesas, mientras que las especies propias de lugares sombreados y de mayor humedad, presentan hojas grandes y delgadas, posiblemente porque se están refiriendo a las especies correspondientes a las comunidades maduras de esos dos ambientes. Rzedowski (1978) menciona que si bien en general los encinares con especies de hoja pequeña se distribuyen en áreas de mayor aridez, y en las áreas de mayor humedad se encuentran los encinares con especies de hoja grande, existen algunas excepciones, como sucede con la distribución de *Q. resinosa* y *Q. magnoliifolia*. Al respecto, también debe considerarse el hábito foliar (caducifolio o perennifolio); así, la especie tardía de este estudio (*Q. affinis*) es perennifolia, mientras que *Q. coccolobifolia* es caducifolia. La pérdida total de las hojas parece ser una estrategia evolutiva de *Q.*

coccolobifolia y otras colonizadoras para resistir la temporada seca del año (Reich *et al.*, 1992). En efecto, las especies caducifolias suelen presentar altas tasas fotosintéticas y área foliar grande (Reich *et al.*, 1992). En consecuencia, suelen crecer más rápido que las perennifolias (Antúnez *et al.*, 2001), de ahí que éstas se distribuyan por lo general en áreas donde las condiciones ambientales les permiten la fotosíntesis durante todo el año (Chabot y Dicks, 1982). En ciertas regiones de México, el encinar perennifolio tiende a presentarse en lugares con climas templados y húmedos y suelos profundos, mientras que el encinar caducifolio suele encontrarse en áreas con clima cálido o templado y suelos someros (Guzmán, 1985).

El estudio de la repoblación de los claros adyacentes al bosque, indica que efectivamente *Quercus coccolobifolia* es la especie colonizadora en la comunidad estudiada, debido a que sus plántulas mostraron mayor tolerancia a luz directa, al establecerse principalmente en las áreas abiertas. Y, en el otro extremo de la secuencia sucesional, *Q. affinis* es la especie tardía, tolerante a sombra, debido a que sólo se estableció bajo el dosel del bosque. *Q. crassifolia* y *Q. obtusata* se ubican entre los extremos de este gradiente formado por *Q. coccolobifolia* y *Q. affinis*, ya que el número de sus plántulas y juveniles declinó gradualmente desde bajo el dosel y en el borde del mismo, hasta las áreas abiertas, por lo cual se pueden considerar como especies intermedias en esta secuencia. Esta tendencia de colonización preferentemente bajo el dosel del bosque se ha registrado en México también para *Q. rugosa* (Bonfil y Soberón, 1999), y para *Q. crisipipilis* y *Q. laurina* (Quintana-Ascencio, 1989).

Otro aspecto que corrobora la secuencia sucesional postulada en este trabajo es la estimación de las edades de las especies que forman esta comunidad vegetal. Los individuos con mayor diámetro de *Quercus coccolobifolia* tienen una edad que varía de 76 a 347 años, mientras que en *Q. crassifolia* es de 142 a 222 años. La edad de los individuos de *Q. affinis* no se estimó con precisión, pero las características del ambiente donde crece y sus propios atributos, principalmente el hecho de ser perennifolio, hacen pensar que en general sea menor que la de las especies anteriores. Al respecto, (Löf, 2000) menciona que cuando las condiciones ambientales son favorables, los encinos presentan hasta tres crecimientos al año. Si se cumple este hecho para *Q. affinis*, se puede pensar que sus individuos alcanzan mayor tamaño a una menor edad.

Se debe considerar también la importancia de las perturbaciones, las cuales crean claros de diferente tamaño; en estos claros las condiciones de mayor luminosidad y temperatura, así como los menores niveles de humedad, permiten el establecimiento de especies de porte bajo, intolerantes a la sombra, bellota pequeña, capacidad de rebrote y gran superficie foliar, características que posee *Q. coccolobifolia* (Valdez y Aguilar, 1983; De la Cerda, 1989; Zavala, 1995).

Las teorías contemporáneas confieren a la competencia un papel central en la sucesión ecológica (Tilman, 1986; Huston y Smith, 1987; Cook, 1996), y se le ha reconocido como un proceso biótico importante en la estructuración de las comunidades vegetales (Connell, 1983; Shoener, 1983; Flores y Yeaton, 2000). El crecimiento asimétrico del dosel y del tronco, y el daño en las porciones apicales de las especies competitivamente inferiores, son efectos probables de la superioridad competitiva de una especie sobre otra. La ruptura de los ápices como resultado del crecimiento

asimétrico del dosel y del tronco, está relacionada con las características físicas de la madera. Si bien, en relación con la densidad de la madera, *Quercus affinis* y *Q. crassifolia* son similares, en elasticidad son diferentes (Sotomayor, 2005). Por su parte, *Q. coccolobifolia* es la especie que presenta menor densidad y menor elasticidad del conjunto (Sotomayor, 2005). Aunque estas características varían entre regiones (De la Paz-Pérez, 2000), indudablemente son indicadores de la menor resistencia de la madera de *Q. crassifolia* y *Q. coccolobifolia*, en comparación con la de *Q. affinis*, lo cual también contribuye a la superioridad competitiva de esta especie.

En general, cualquier perturbación en un ecosistema trae como consecuencia inmediata la reducción de la dominancia de ciertas especies ya establecidas y la creación de nichos disponibles para la colonización y el crecimiento de nuevas especies, con lo cual se propicia un patrón en el remplazo de especies. La composición específica puede cambiar de manera continua como reacción a las variaciones más o menos aleatorias en el ambiente (Flores y Yeaton, 2000). Estos cambios se presentan por el efecto combinado de colonización y facilitación, seguidos de una presión competitiva que da lugar a un patrón oscilatorio en la dinámica de las poblaciones y que a su vez puede conducir a esquemas de sucesión cíclica (Horn, 1976; Yeaton, 1978; Vandermeer, 1980; Cody, 1993; Flores y Yeaton, 2000).

Aunque los factores físicos del medio podrían explicar la composición y estructura de estas comunidades vegetales (Noy Meir, 1979; Flores y Yeaton, 2000), en condiciones naturales, el remplazo por competencia de una especie por otra puede llegar a determinar la distribución de las especies en el espacio y en el tiempo. Así, de acuerdo con Callaway y Walker (1997), las comunidades vegetales deben en parte su organización a las relaciones bióticas entre las especies dominantes.

CONCLUSIONES

Los estudios realizados en el presente trabajo son experimentos naturales que permiten entender la dinámica de los bosques de encino, desde las especies que dominan los procesos en las diferentes fases de la sucesión, hasta la forma como las especies competitivamente superiores desplazan a otras.

Los resultados corroboran que la competencia interespecífica es importante en la estructuración de los encinares de la sierra de Álvarez. Las especies que dominan cada etapa de la dinámica de esta comunidad, forman una jerarquía competitiva donde *Quercus coccolobifolia* coloniza los claros del bosque. Esta especie cumple la función de nodriza de individuos jóvenes de *Q. crassifolia* y *Q. obtusata*, las cuales con el tiempo la remplazan. Éstas, a su vez, son remplazadas por *Q. affinis*, especie competitivamente superior o dominante con la madurez de la comunidad estudiada.

El estudio de la dinámica de los bosques de encino es complejo. Sin embargo, con las técnicas propuestas en este trabajo, es posible hacerlo debido a la coexistencia de los tres tipos de especies características de las fases de la dinámica de los bosques templados (apertura de claros-colonización, construcción y madurez). Además, con ellas es posible inferir el remplazo en el tiempo y evaluar la importancia de la facilitación y de la competencia en la formación de cada una de estas tres fases.

RECONOCIMIENTOS

Se agradece el apoyo del Fondo de Apoyo a la Investigación (FAI) de la UASLP (convenio C04-FAI-10-37.80) y al COPOCYT (convenio FMSLP-2002-5599) para financiar parte de esta investigación. El CONACYT otorgó sendas becas a Pedro Castillo Lara y Jorge Alberto Flores Cano para realizar sus estudios de doctorado en el PMPCA de la UASLP, de las cuales este trabajo constituye una parte.

REFERENCIAS

Antúnez, I., E.C. Retamosa y R. Villar. 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. Oecologia 128:172-180.

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (Coords.). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F. 465 p.

Barnett, R.J. 1977. The effect of burial by squirrels on germination and survival of oak and hickory nuts. American Midland Naturalist 98:319,329.

Bazzaz, F.A. 1998. Plants in changing environments: Linking physiological, population and community ecology. Cambridge University Press, Nueva York, EUA. 320 p.

Bello G., M.A. y J.N. Labat. 1987. Los encinos (*Quercus*) del estado de Michoacán, México. CEMCA-SARH (INIFAP). México. 97 p.

Beon, M.S. y N. Bartsch. 2003. Early seedling growth of pine (*Pinus densiflora*) and oaks (*Quercus serrata*, *Q. mongolica*, *Q. variabilis*) in response to light intensity and soil moisture. Plant Ecology 167:97-105.

Bidwell, G.S. 1974. Plant physiology. Mac Millan Nueva York, EUA. 643 p.

Bonfil, C. y J. Soberón. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. Applied Vegetation Science 2(2):189-200.

Boucher, D.H. 1981. Seed predation by mammals and forest dominance by *Quercus oleoides*, a tropical lowland oak. Oecologia 49:409-414.

Buckley, D.S., T.L. Sharik y J.G. Isebrands. 1998. Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of competitors removal. Ecology 79(1):65-78.

Callaway, R.M.y L.R. Walker. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. Ecology 78:1958-1965.

Chabot, D.F. y D.J. Dicks. 1982. The ecology of leaf life spans. Ann. Rev. Ecol. Sys. 13:229-259.

Cody, M.L. 1993. Do cholla cacti (*Opuntia* spp., subgenus *Cylindropuntia*) use or need nurse plants in the Mojave Desert. J. Arid Envir. 24:139-154.

Connell, J.H. y R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. American Naturalist 111:1119-1144.

Connell, J.H. 1983. On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. American Naturalist 122: 661-696.

Cook, J.E. 1996. Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. Forest Science 42(1):62-75.

Darley-Hill, S. y W.C. Jhonson. 1981. Acorn dispersal by the blue jay (*Cyanocitta cristata*). Oecologia 50:231-232.

De la Cerda L., M. 1989. Encinos de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México. 184 p.

De la Paz-Pérez O., C. 2000. Relación estructura propiedades físico-mecánicas de la madera de algunas especies de encinos (*Quercus*) mexicanas. Tesis Doctoral. UNAM. México, D. F. 266 p.

Flores M., G., J. Jiménez L., X. Madrigal S., F. Moncayo R. y F. Takaki T. 1971. Memoria del mapa de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos, México, D. F. 59 p.

Flores F., J.L. y R.I. Yeaton H. 2000. La importancia de la competencia en la organización de las comunidades vegetales en el Altiplano Mexicano. Interciencia 25(8):365-371.

Forcier, L.K. 1975. Reproductive strategies and the co-occurrence of climax tree species. Science 189:808-810.

García-Arévalo, A., J.J. Mendoza y J. Nocedal. 2004. Asociaciones vegetales de los bosques del municipio de Guanaceví, Durango. Madera y Bosques 10(1):21-34.

García S., F., J.R. Aguirre R., J. Villanueva D. y J. García P. 1999. Contribución al conocimiento florístico de la sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. Polibotánica 10: 73-103.

García S., F. y J.R. Aguirre R. Guía de campo para la identificación de las especies arbóreas de la sierra de Álvarez, S.L.P., México. (En preparación).

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Enriqueta García de Miranda (Ed.). México D. F. 217 p.

Guzmán M., R. 1985. Reserva de la Biosfera de la Sierra de Manantlán, Jalisco. Estudio descriptivo. Tiempos de Ciencia 1:10-26.

González-Espinosa, M., P.F. Quintana-Ascencio, N. Ramírez-Marcial y P. Gaytán. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forests in the highlands of Chiapas, Mexico. Journal of Vegetation Science 2:351-360.

Huston, M.y T. Smith. 1987. Plant succession: life history and competition. American Naturalist 130:168-198.

Horn, H.S. 1974. The ecology of secondary succession. Ann. Rev. Ecol. Sys. 5:25-37.

Horn, H. S. 1976. Succession. *In*: R. M. May (Ed.). Theoretical ecology: principles and applications. Blackwell, Oxford, Reino Unido. pp. 187-204.

INEGI. 2002. Síntesis Geográfica del estado de San Luis Potosí. Aguascalientes, México. 200 p.

Jackson, J. 1984. Ecology of Missouri forests. Jefferson City: Missouri Department of Conservation, Jefferson City, EUA. 51 p.

Löf, M. 2000. Establishment and growth in seedlings of *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*: influence of interference from herbaceous vegetation.

Canadian Journal Forestry Res. 30: 855-864.

Martínez R., M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. *In*: A. Gómez-Pompa y S. del Amo (Eds.). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. CECSA, México D. F. pp. 191-240.

Mellanby, K. 1968. The effects of some mammals and birds on regeneration of oak. The Journal of Applied Ecology 5(2):359-366.

Minckler, L.S. 1980. Woodland ecology: Environmental forestry for the small landowner. Syracuse University Press, Syracuse, Nueva York, EUA. 160 p.

Nixon, K.C. 1984. A biosystematic study of *Quercus* series *Virentes* (the live oaks) with phylogenetic analices of *Fagales*, *Fagaceae* and *Quercus*. PhD. Dissertation. The University of Texas at Austin, Austin, Texas, EUA. 169 p.

Nixon, K.C. 1993. The genus *Quercus* in Mexico. *In*: T.P. Rammammorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (Eds). Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press, Nueva York, EUA. pp 447-458.

Noy-Meir, I. 1979. Structure and function of desert ecosystem. Isr. J. Bot. 28: 1-19.

Perry, D.A. 1994. Forest ecosystems. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, EUA. 649 p.

Platt, J.R. 1964. Strong inference. Science 146:347-353.

Quintana-Ascencio, P.F. 1989. La condición sucesional de dos encinos dominantes (*Quercus laurina* Humb. & Bonpl. y *Q. crispipilis* Trel.) de los bosques de Los Altos de Chiapas. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados, Chapingo, Edo. de México, México. 142 p.

Quintana-Ascencio, P.F. y M. González-Espinosa. 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México. Acta Botánica Mexicana 21:43-57.

Reich, P.B., M.B. Walters y D.S. Ellsworth. 1992. Leaf life–span in relation to leaf plant, and stand characteristics among diverse ecosystem. Ecological Monographs 62:365-392.

Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 228 p.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México. 432 p.

Sánchez-Velázquez, L.R. y E. García-Moya. 1993. Sucesión forestal en los bosques mesófilo de montaña y de *Pinus* de la sierra de Manantlán, Jalisco, México. Agrociencia 3(1):7-26.

Shoener, T.W. 1983. Field experiments on interspecific competition. American Naturalist 122:240-285.

Shugart, H.H. 1984. The theory of forest dynamics: The ecological implications of forest succession models. Springer-Verlag, Nueva York, EUA. 278 p.

Siegel, S. y N.J. Castellan. 1988. Nonparametric statistics for behavioral sciences. 2nd ed. McGraw-Hill, Nueva York, EUA. 399 p.

Sork, V.L. 1984. Examination of seed dispersal and survival in red oak, *Quercus rubra* (Fagaceae), using metal-tagged acorns. Ecology 65:1020-1022.

Sotomayor C., J.R. 2005. Características mecánicas y clasificación de la madera de 150 especies mexicanas. Investigación e Ingeniería de la Madera 1(1):3-20.

Tilman, D. 1986. Evolution and differentiation in terrestrial plant communities: the importance of the soil resource: light gradient. *In*: J. Diamond and T. J. Case (Eds.). Community ecology. Harper & Row, Nueva York, N.J. EUA. pp. 359-380.

Valencia A., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. Bol. Soc. Bot. Méx. 75:33-53.

Valdez T., V. y M.L. Aguilar E. 1983. El género *Quercus* en las unidades fisonómico-florísticas del municipio de Santiago, N. L., México. Bol. Téc. Inst. Nac. Inv. For. México 98:275-288.

Vandermeer, J. 1980. Saguaros and nurse trees: a new hypothesis to account for population fluctuations. Southwestern Naturalist 25:357-360.

Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. Journal of Ecology 35:1-22.

Whitmore, T.C. 1978. Gaps in the forest canopy. *In*: P.B. Tomlinson and M.H. Zimmermann (Editors). Tropical trees as living systems. Cambridge University Press, Londres, Reino Unido. pp. 639-655.

Yeaton, R.I. 1978. A cyclical relationship between *Larrea tridentata* and *Opuntia leptocaulis* in the northern Chihuahuan Desert. Journal of Ecology 66:651-656.

Yeaton, R.I. y A. Romero-Manzanares. 1986. Organization of vegetation mosaics in the *Acacia schaffneri-Opuntia streptacantha* association, southern Chihuahuan Desert, Mexico. Journal of Ecology 74: 211-217.

Yeaton, R.I., A. Romero-Manzanares, C. G. Vera y S. Vielegas. 1987. Tree succession in the subalpine forest of the neo-volcanic range, south-central Mexico. Southwestern Naturalist 32(3): 335-345.

Zavala Ch., F. 1995. Encinos y robles, notas fitogeográficas. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Texcoco, Edo. de México, México. 44 p.

Zavala Ch., F. y E. García Moya. 1996. Frutos y semillas de encino. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Texcoco, Edo. de México, México. 47 p.

Zavala Ch., F. 2003. Identificación de encinos de México. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Texcoco, Edo. de México, México. 188 p.

Zavala Ch., F. 2004. Desecación de bellotas y su relación con la viabilidad en nueve especies de encinos mexicanos. Ciencia Ergo Sum 11(2): 177-185.

Manuscrito recibido el 15 de diciembre de 2006.
Aceptado el 19 de junio de 2007

Este documento debe citarse como:
Castillo Lara, P., J.A. Flores Cano, J.R. Aguirre Rivera y R.I. Yeaton H. 2008. Dinámica sucesional del encinar de la sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Madera y Bosques* 14(1):21-35.

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México

Multitemporal study on forest fragmentation in sierra Fria, Aguascalientes, Mexico

Daniel Chapa Bezanilla[1], Joaquín Sosa Ramírez[1] y Abraham de Alba Ávila[2]

RESUMEN

La Sierra Fría, en Aguascalientes, forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental. Los tipos de vegetación predominantes en la zona son bosques de pino (*Pinus* spp.), encino (*Quercus* spp.), táscate (*Juniperus* spp.), y mixtos, que se han modificado debido a la extracción de leña, incendios forestales y pastoreo intensivo. Para estimar el grado de deterioro o recuperación de estos bosques se realizó un estudio multitemporal a partir del análisis comparativo de fotografías aéreas de la zona para 1956, 1970 y 1993, que fueron digitalizadas y georreferenciadas. Se compararon los cambios en las áreas ocupadas por los distintos tipos de bosque y se determinó, el grado de fragmentación de los rodales de cada tipo de vegetación, mediante funciones de sistemas de información geográfica. Se generaron, procesaron y analizaron mosaicos fotográficos para cada fecha. Se comparó el área ocupada por cada tipo de bosque en las tres fechas y se encontró aumento para bosque de táscate, para bosque de pino y para bosque de encino, entre 1956 y 1993. Asimismo, los encinares aumentaron su número de rodales lo mismo que los pinares y el táscate durante el mismo periodo. Debido a estos resultados se consideró que los cambios en superficie y grado de fragmentación fueron poco significativos, lo que indica que la tasa de aprovechamiento de estos recursos es equiparable a la de recuperación. Sin embargo, se observaron cambios notables en el grado de cobertura o microfragmentación al interior de los rodales de cada tipo de vegetación por separado, con una franca tendencia hacia el aumento.

PALABRAS CLAVE:
Fotografía aérea, *Juniperus*, *Pinus*, *Quercus*, Sistema de Información Geográfica.

ABSTRACT

The Sierra Fría in Aguascalientes is part of the Sierra Madre Occidental Physiographic Province. The predominant vegetation types in the area are pine (*Pinus* spp.), oak (*Quercus* spp.), juniper (*Juniperus* spp.) and mixed forests that have been modified due to wood extraction, fire and heavy grazing. In order to estimate the degree of deterioration or recuperation of these forests a multitemporal study was done from the comparative analyses of airphotos of the area for 1956, 1970 and 1993, that were digitized and georeferenced. Changes in the areas occupied by different types of forest were compared the degree of site fragmentation of each vegetation type, using functions from the geographical information systems. Photographic mosaics for each date were generated,

1 Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Av. Universidad núm. 940, Ciudad Universitaria, Aguascalientes, Ags. C. P. 20100, México. jsosar@correo.uaa.mx
2 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Pabellón, A. P. 20, Pabellón de Arteaga, Aguascalientes C. P. 20660. dealba.abraham@inifap.gob.mx

processed and analyzed. The area occupied by each of the forest types in the three dates was compared and an increase was found for Juniper forest, for pine forests and for oak forests from 1956 to 1993. At the same time, oaks increased in number of sites, as will as pine and juniper. Due to these results it was considered that the changes in area and fragmentation degree were not significant which indicates that the rate of use of these resources is about equal to the rate of recuperation. Nonetheless, notable changes were observed in the cover degree or micro fragmentation within sites of each vegetation type, with a tendency to increase.

KEYWORDS:
Air photo, *Juniperus, Pinus, Quercus,* Geographical Information Systems.

INTRODUCCIÓN

Los bosques templados de coníferas y encinos de México son ecosistemas que se caracterizan por contar con una notable biodiversidad (Flores Villela y Gerez, 1994; Challenger, 2003) y por brindar servicios ambientales necesarios para el bienestar de las poblaciones humanas. Estos bosques han sido eliminados en grandes extensiones por los asentamientos humanos y por las actividades primarias desde la época colonial, sobre todo en las zonas de topografía poco accidentada como los valles intermontanos (Challenger, 2003).

La Sierra Fría, localizada en la parte meridional de la Sierra Madre Occidental y declarada área natural protegida por el gobierno del estado de Aguascalientes en 1994, está dominada principalmente por bosques de encino y de encino-pino. Es muy probable que ni las actividades agrícolas, ni la tala de árboles y extracción de leña hayan tenido un impacto significativo sobre estos bosques desde la llegada de los europeos y hasta principios del siglo XX. Esta sierra era lejana a los principales centros de población de la época y de difícil acceso. La demanda de madera y carbón en Aguascalientes, la ciudad más poblada y cercana, fue probablemente muy limitada en todo este periodo.

Sin embargo, entre 1920 y 1950, con la introducción del motor de gasolina se incrementó la tala de árboles en los bosques de la Sierra Fría con el fin de producir carbón y madera. Además, se construyeron brechas y caminos para transportar los productos del bosque (Minnich *et al.*, 1994). Posteriormente, con el aumento en el uso de los combustibles fósiles, desde principios de los años 50, cesó en gran medida la demanda de productos forestales.

Las regiones de nuestro país cubiertas por bosques templados en donde los encinos y los pinos son dominantes, como la Sierra Fría en Aguascalientes, sufren cambios constantes como resultado de las presiones ambientales y antrópicas. Las principales causas de disturbio en estos ecosistemas son los incendios forestales, los desmontes con fines de establecimiento de nuevas zonas agrícolas y las actividades pecuarias como el pastoreo (Gómez Pompa, 1985; Toledo *et al.*, 1989; Aguilar *et al.*, 2000; Velásquez *et al.*, 2002). Estos factores que se manifiestan diferencialmente en el tiempo, producen en el paisaje un mosaico de áreas con diferentes grados de cobertura vegetal. Debido a que los disturbios se presentan en diferentes épocas, el estado de colonización y sustitución de formas de vida varía en el espacio, lo cual forma un mosaico de rodales o parches.

El análisis e interpretación de fotografías aéreas se emplea desde hace más de 50 años para cartografiar las comunidades vegetales (Clouston, 1950; Wickens, 1966; Zsillinski 1964) y estudiar los cambios ocurridos en el

paisaje debido al proceso natural de sucesión o a la influencia de diversos disturbios como el fuego, las plagas forestales y las actividades humanas (Betts *et al.*, 2006).

La fotografía aérea ha sido muy efectiva para el mapeo de tipos y especies forestales, especialmente con la creciente utilización de materiales fotográficos en blanco y negro, a color e infrarrojo color (Colwell, 1960; Lillesand y Kieffer, 1982). Así como por técnicas de análisis de productos en formato digital, apoyadas por el uso de mapas temáticos que representan condiciones del medio físico como clima, geología, geomorfología y suelos, para estudios de la cubierta forestal que integran procesos especializados de análisis espacial (Burrough, 1986).

Los diferentes tipos de bosques sufren procesos de deforestación relativamente rápidos, que se traducen en una disminución del área forestal y en la parcelación de las superficies residuales o fragmentación. La fragmentación se caracteriza por una disminución en la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos (Burel y Baudry, 1999). Este proceso modifica las condiciones ambientales y el funcionamiento de los ecosistemas, alterando el régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el microclima y las propiedades del suelo (Forman y Godron, 1986). La fragmentación de un hábitat conduce a la reducción de poblaciones sensibles a los intercambios y a los procesos de inmigración, que se traduce en la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Forman *et al.*, 1976; Mas y Correa, 2000). El proceso de fragmentación puede resultar de disturbios naturales o de actividades humanas, como la tala o la construcción de caminos y redes de servicios (Tinker *et al.*, 1998; Heilman *et al.*, 2002).

El cálculo de indicadores de fragmentación ha sido ampliamente utilizado por investigadores interesados en el estudio de la ecología del paisaje (Rudis, 1995; Schmiegelow *et al.*, 1997; Tinker *et al.*, 1998; Wickham *et al.*, 1999; Riitters *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2001; Hurd *et al.*, 2002; Petit y Lambin, 2002).

En el caso particular de la Sierra Fría, los disturbios ocurridos a principios del siglo pasado provocaron una fragmentación del bosque, sobre todo en las zonas de pendientes más ligeras y accesibles. El análisis de fotografías aéreas tomadas en 1942 muestra la existencia de bosques muy abiertos, especialmente en las mesetas (Minnich *et al.*, 1994). Una vez terminado el periodo de disturbios de la primera mitad del siglo XX, lo que se espera es un proceso de recuperación de la vegetación y una disminución del índice de fragmentación. Entender estos procesos de disturbio, fragmentación y recuperación nos permitirá contar con información útil para conservar la biodiversidad y los servicios ambientales de esta región y, en general, de los ecosistemas templados de montaña en México.

OBJETIVO

Determinar el grado y patrón de fragmentación del mosaico de rodales forestales de la Sierra Fría.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales fotográficos utilizados fueron: *a)* Fotografías aéreas de marzo de 1956, escala 1:50,000 de la compañía Mexicana Aerofoto, S. A.; *b)* Vuelo SINFA del 6 de abril de 1970, escala 1:50,000, altura de vuelo 7060 msnm del INEGI; *c)* Vuelo SINFA del 2 de febrero de 1993, escala 1:37,500, altura de vuelo

7060 msnm, del INEGI. Además se utilizaron: carta topográfica escala 1:50,000, F13B88 del INEGI; carta de uso del suelo y vegetación escala 1:50,000 Sierra Fría, Zona Centro del INEGI. Como material digital se contó con: *a)* imagen de satélite LANDSAT TM 1993 de Aguascalientes; *b)* ortofotografías digitales escala 1:20,000 A, B, D y E de la Carta F13B88 del INEGI. Para el manejo de las imágenes se utilizaron los programas IDRISI 32.1 y ArcView 3.2. Las fotografías de las tres fechas fueron digitalizadas y georreferidas (Lillesand y Kieffer, 1982).

Se generó un mosaico fotográfico para cada fecha y sobre estos se delimitaron los tipos de cobertura con apoyo de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:50,000 (Tabla 1).

Se calculó el área ocupada por cada tipo de vegetación y los resultados se analizaron para establecer si existía alguna tendencia, es decir, una regresión lineal significativa con pendiente (β_1) mayor a 0 y así establecer si existieron cambios significativos a través del tiempo en la extensión de terreno cubierta por encino (*Quercus* spp.), pino (*Pinus* spp.), táscate (*Juniperus spp.*), manzanita o pingüica (*Arctostaphylos pungens* HBK) y pastizal. Se contaron los rodales de vegetación para cada fecha y para cada tipo de vegetación, y se analizó su tendencia a través del tiempo (pendiente β_1, significativa) entre sí, con el fin de establecer si existió un proceso de fragmentación entre 1956, 1970 y 1993. Todos los procesos se realizaron únicamente para

Tabla 1. Atributos para el mapa de vegetación y uso del suelo.

POLÍGONO	CLAVE	DESCRIPCIÓN
1	A	Matorral de manzanita
2	Ch	Chaparral
3	D	Matorral de jarilla
4	E	Matorral espinoso
5	EI	Erosión-pastizal inducido
6	EN	Erosión-pastizal natural
7	EQ	Erosión-bosque de encino
8	I	Pastizal inducido
9	J	Bosque de táscate
10	JQ	Bosque mixto de táscate-encino
11	La Congoja	Zona urbana
12	N	Pastizal natural
13	P	Bosque de pino
14	PQ	Bosque mixto de pino-encino
15	Q	Bosque de encino
16	QJ	Bosque mixto de encino-táscate
17	QP	Bosque mixto de encino-pino
18	RA	Agricultura de riego con cultivos anuales
19	TA	Agricultura de temporal con cultivos anuales
20	Ag	Cuerpo de agua

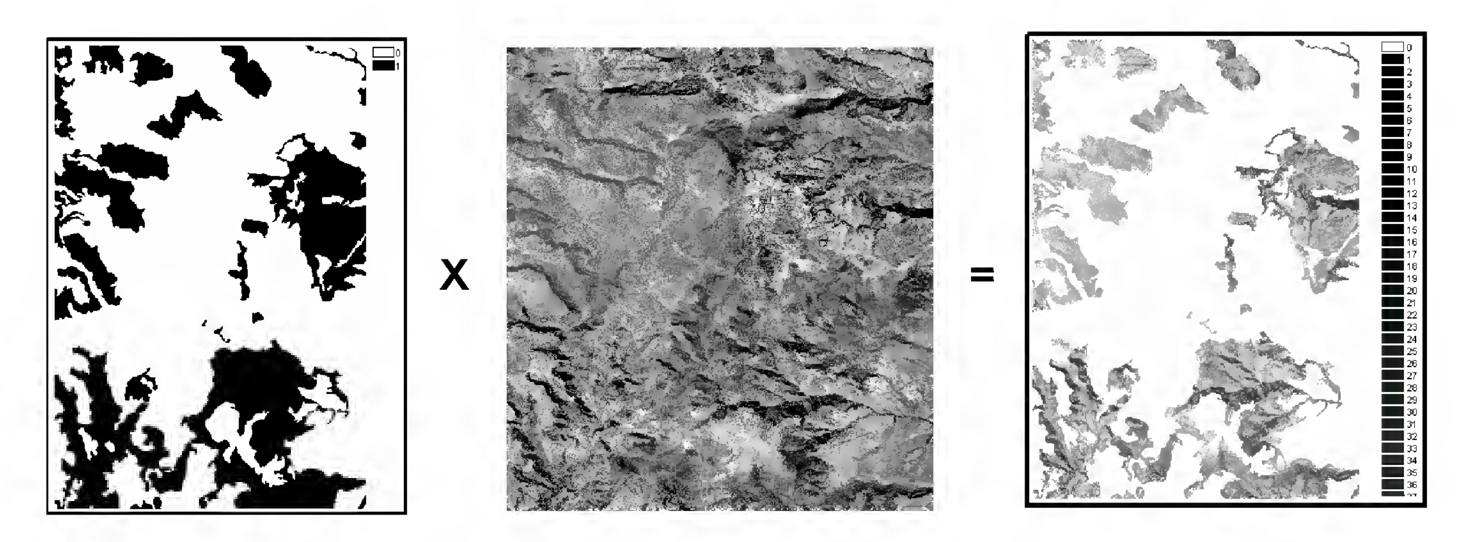


Figura 1. Un mapa booleano, multiplicado por la fotografía, resulta en un mapa fotográfico que contiene los datos originales para un solo tipo de vegetación

bosques de encino, táscate, pino, encino-táscate, encino-pino, matorral de pingüica y pastizal que constituyen más de 80% de la cobertura de la zona. Se obtuvieron tres mapas, uno de cada fecha, para cada categoría de vegetación, extrayendo de los mosaicos fotográficos las áreas cubiertas por un solo tipo, para el conteo de rodales y su comparación (Figura 1).

Para la tendencia hacia la homogeneidad o heterogeneidad de los rodales de cada tipo de vegetación y para cada fecha, se calcularon índices de fragmentación mediante la ecuación

$$F = (n-1)/(c-1)$$

(Monmonier, 1974)......(1)

Donde:

F = Índice de fragmentación.
n = número de clases distintas presentes en un núcleo de 7 x 7 pixeles.
c = número de celdas consideradas en el núcleo, en este caso, 49.

Si el índice de fragmentación tiende a 1 existe mayor fragmentación, y si tiende a 0 existe mayor homogeneidad en el rodal. El proceso se aplicó por separado y para cada una de las fechas (1956, 1970 y 1993), a los rodales de bosque de encino, pino y táscate, bosques mixtos de encino táscate y de encino pino, matorral de pingüica y pastizal natural. Se compararon las medias mediante pruebas de t (Sokal y Rohlf, 1981).

RESULTADOS

Los resultados del análisis multitemporal de la vegetación para las fechas de 1956, 1970 y 1993, se presentan como productos digitales en formatos vectorial, raster y alfanumérico. Los primeros son tres mapas de vegetación a escala 1:20,000 (Figura 2), derivados de la interpretación de las fotografías de las tres fechas. Los productos raster son archivos digitales de los tres mosaicos fotográficos de 1956, 1970 y 1993. El análisis se basó en la observación de tres parámetros: superficie, número y cobertura de los rodales.

Superficie

El análisis comparativo de los cambios en la superficie por cada tipo de vegetación para las tres fechas muestra

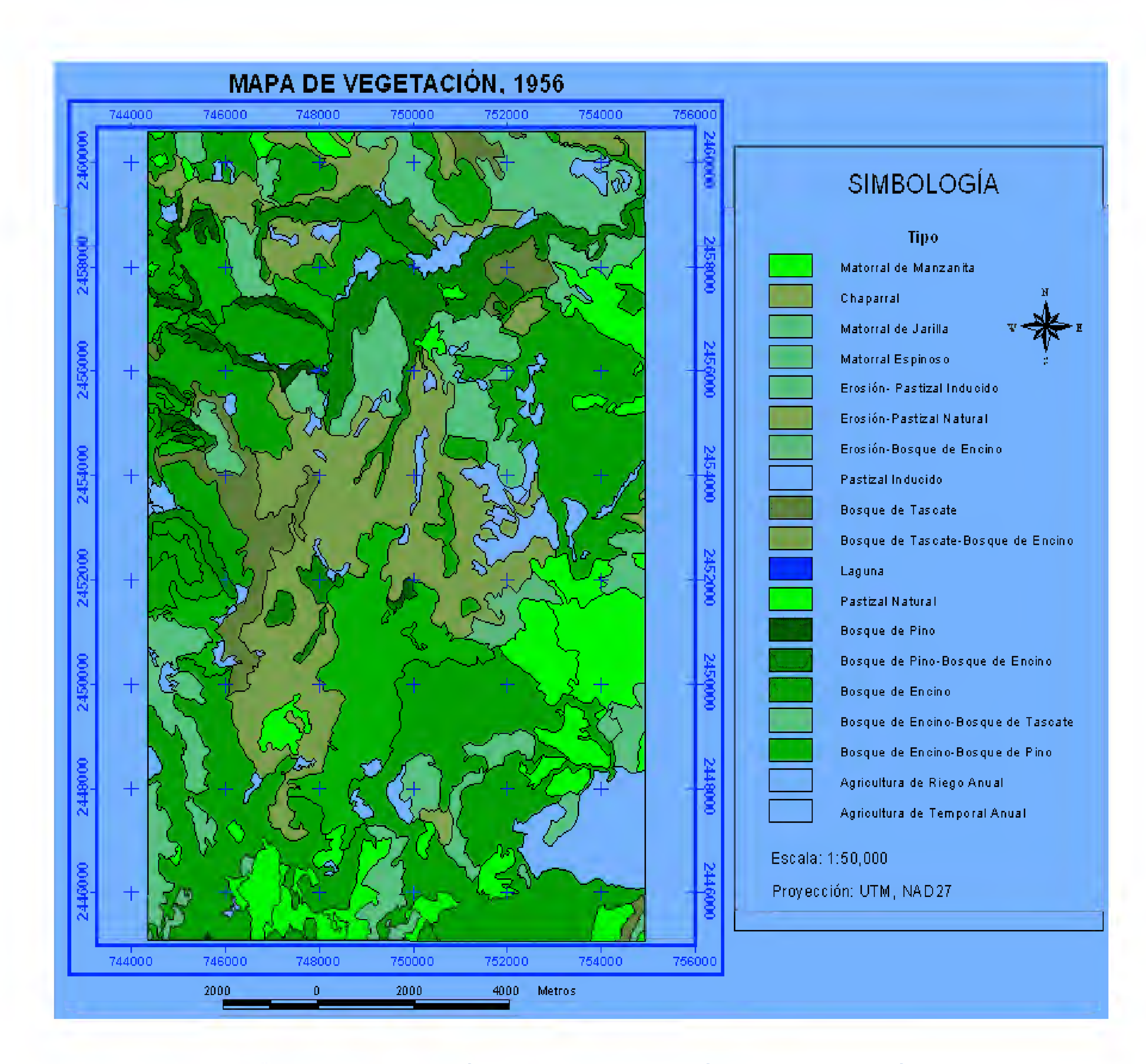


Figura 2a. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1956.

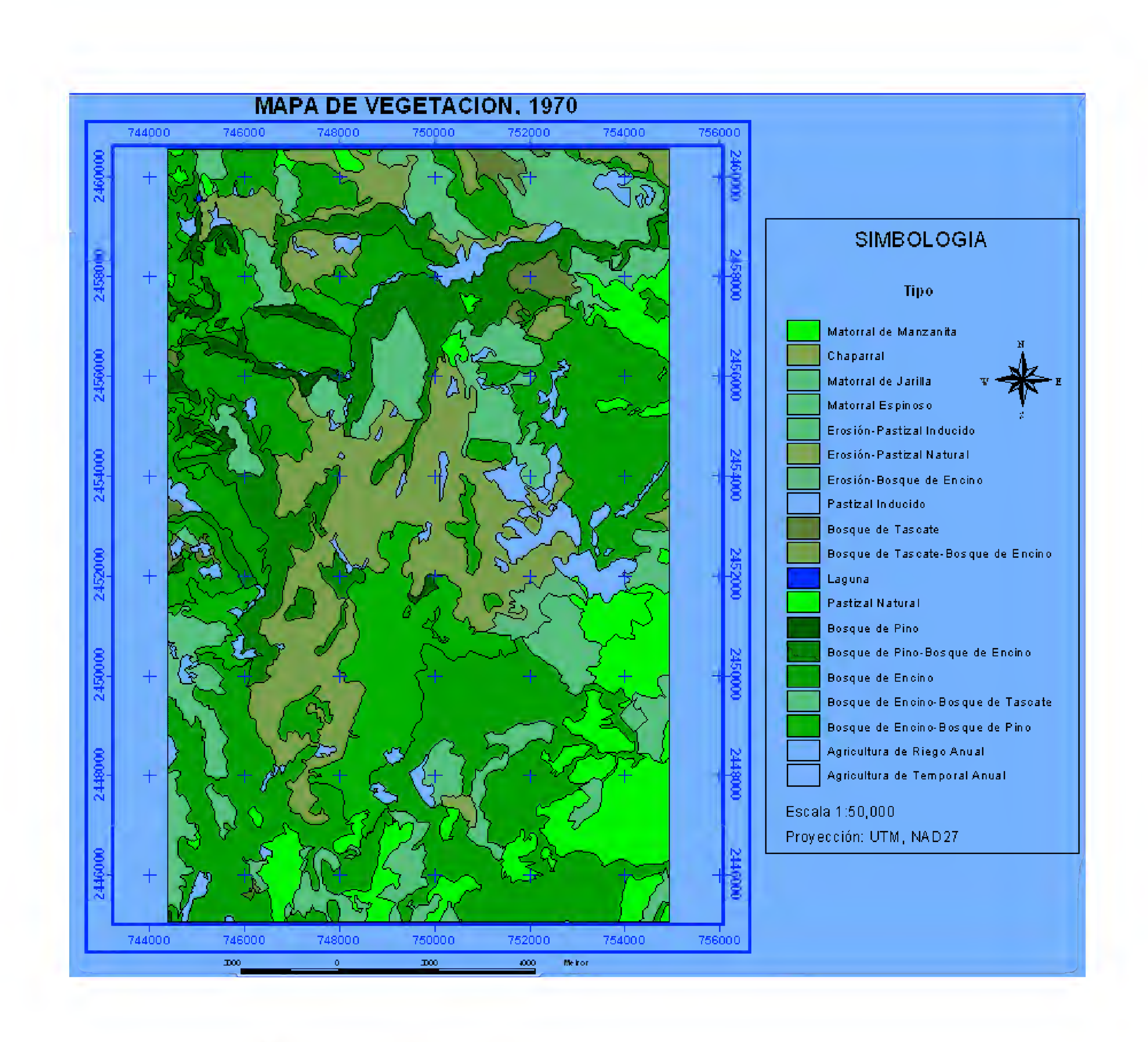


Figura 2b. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1970.

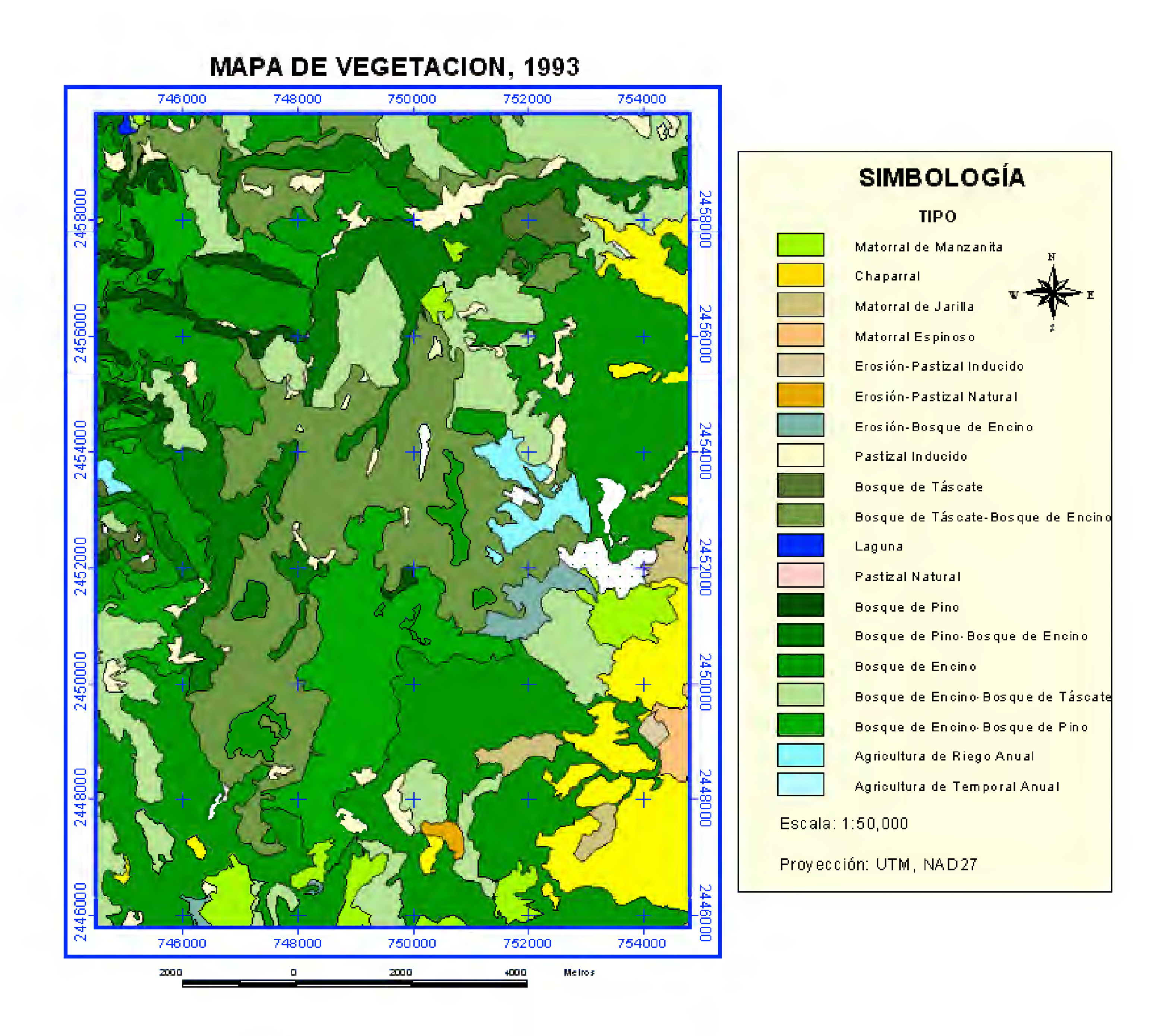


Figura 2c. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1993.

que no hubo grandes cambios en el tiempo (Tabla 2). El bosque de pino (0,69 ha/año), el matorral de jarilla (1,4 ha/año) y el bosque de táscate (1,28 ha/año) tuvieron un incremento en superficie pero no fue significativo estadísticamente. El pastizal natural (-0,85 ha/año) y el pastizal inducido (-2,95 ha/año) en cambio, presentaron una reducción, sin ser tampoco significativa.

Se agruparon los tipos de vegetación por estructura vertical y se sumaron las áreas de las agrupaciones para las tres fechas, de tal manera que el matorral incluye pingüica, chaparral, jarilla y matorral espinoso. El arbolado incluye encino, pino, táscate y bosque mixto. El pastizal incluye inducido y natural; y la agricultura incluye riego y temporal (Tabla 3). El matorral y el arbolado aumentan en superficie, principalmente en el periodo 1956 a 1970, en tanto que entre 1970 y 1993 se mantienen más o menos constantes, mientras que el pastizal y la agricultura disminuyen en superficie. No obstante, ningún tipo mostró tendencias estadísticamente significativas.

Tabla 2. Cambios en la superficie por tipo de vegetación y uso del suelo.

TIPO DE VEGETACIÓN	SUPERFICIE (HA)			B_1	P=
	1956	1970	1993		
Matorral de pingüica	684,8	684,3	683,8	-0,026	0,088
Chaparral	12,1	12,9	12,1	-0,003	0,911
Matorral de jarilla	133,6	190,8	191,1	1,402	0,419
Matorral espinoso	78,4	77,9	78,4	0,002	0,911
Erosión-pastizal inducido	18,4	18,6	18,6	0,005	0,422
Erosión-pastizal natural	28,3	25,4	25,4	-0,070	0,422
Erosión-bosque de encino	127,8	127,8	125,5	-0,066	0,244
Pastizal inducido	569,3	448,0	448,1	-2,95	0,423
Bosque de táscate	177,7	207,9	227,0	1,28	0,171
Bosque mixto de táscate–encino	2514,7	2548,6	2518,7	-0,031	0,980
Zona urbana	5,0	5,9	11,6	0,185	0,164
Pastizal natural	1228,5	1201,6	1194,8	-0,850	0,300
Bosque de pino	253,7	279,6	281,6	0,688	0,381
Bosque mixto de pino-encino	1389,7	1365,1	1385,2	-0,023	0,979
Bosque de encino	5421,6	5418,3	5428,1	0,200	0,459
Bosque mixto de encino–táscate	2243,8	2258,0	2255,4	0,271	0,532
Bosque mixto de encino–pino	1245,7	1274,0	1272,4	0,643	0,454
Agric. de riego con cultivos anuales	179,2	173,7	180,0	0,046	0,837
Agric. de temporal con cultivos anuales	61,5	54,8	53,6	-0,197	0,332
Cuerpos de agua	0	24,8	6,9	0,091	0,915

Tabla 3. Cambios en la superficie ocupada de la vegetación.

	MATORRAL	ARBOLADO (ha)	PASTIZAL	AGRICULTURA
1956	909,0	13247,3	1844,8	240,7
1970	966,1	13351,7	1693,6	228,5
1993	965,6	13368,9	1687,0	233,6
β_1(ha/año)	1,37	3,04	-3,87	-0,15
P=	0,427	0,338	0,398	0,696

Número de rodales

Se analizó si los tipos de vegetación para la totalidad del área sufrieron un proceso de fragmentación, mediante el conteo del número de rodales (Tabla 4). En general, el número de rodales sufrió leves modificaciones con una ligera tendencia al aumento, es decir a la fragmentación. Esta tendencia es particularmente observada en el primer periodo, 1956 a 1970, en donde en todos los tipos de vegetación se da el incremento en el número de rodales, excepto en el matorral de pingüica donde no se observa ningún cambio. Por el contrario, durante el segundo periodo 1970 a 1993, el matorral de pingüica es el único tipo de vegetación que sufre una fragmentación, de 16 a 18 rodales, todos los demás tipos o disminuyen o permanecen sin cambios.

Tabla 4. Número de rodales por fecha y tipo de vegetación.

TIPO DE VEGETACIÓN \ FECHA	1956	1970	1993	β_1 (ha/año)	P=
Bosque de encino	53	60	57	0,084	0,803
Bosque de táscate	6	10	10	0,097	0,422
Bosque de pino	12	13	13	0,024	0,422
Bosque mixto de encino–táscate	28	30	29	0,020	0,755
Bosque mixto de encino–pino	11	13	13	0,049	0,422
Matorral de pingüica	16	16	18	0,057	0,245
Pastizal	17	17	15	-0,057	0,245

β_1= tasa de cambio, P= significancia

Cobertura

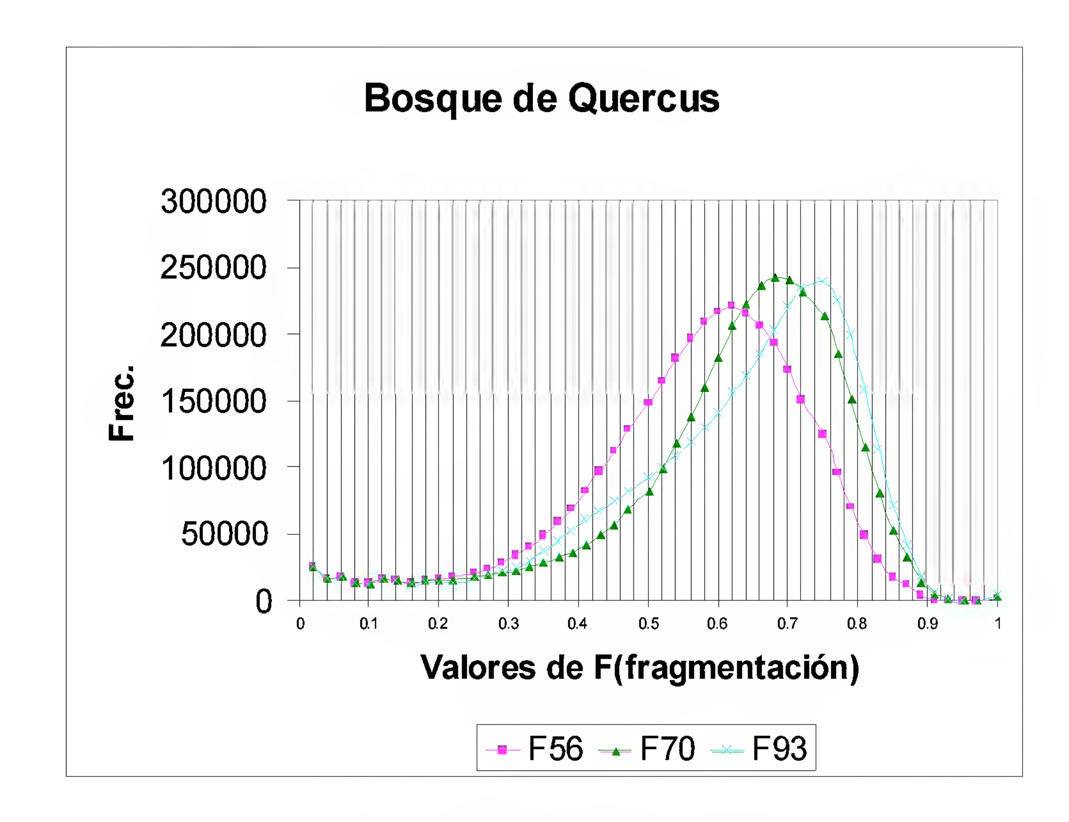
Con base en los cálculos realizados para obtener los índices de fragmentación F para los rodales de la Sierra Fría, se observa una tendencia general hacia el incremento en el grado de fragmentación o micro fragmentación al interior de los mismos (Tabla 5).

Se puede observar que el bosque de encino (gráfica 1 y figura 3) y el bosque de pino, incrementan el grado de fragmentación en los dos períodos. El bosque mixto de encino-táscate permanece sin cambio aparente durante el primer periodo y durante el segundo periodo sufre una pérdida de cobertura. En el caso del bosque mixto de encino-pino y del matorral de pingüica, el grado de fragmentación aumenta en el periodo 1956–1970, pero disminuye en el siguiente periodo 1970-1993. Por el contrario, en el caso del bosque de táscate y el pastizal, observamos una disminución del grado de fragmentación en el primer periodo y un aumento en el segundo.

Tabla 5. Valores de F para diferentes tipos de vegetación.

	1956	1970	1993	t_{56-70} vs.70	t_{70-93}
Bosque mixto de encino-táscate	0,613	0,613	0,655	NS	***
Bosque mixto de encino-pino	0,585	0,622	0,565	***	***
Bosque de encino	0,567	0,619	0,626	***	***
Bosque de pino	0,446	0,516	0,560	***	***
Bosque de táscate	0,582	0,562	0,633	***	***
Pastizal	0,490	0,454	0,510	***	***
Matorral de pingüica	0,571	0,574	0,552	***	***

NS= no significativo; *** = p < 0,001



Gráfica 1. Distribución de frecuencias de los indicadores de fragmentación para bosque de encino.

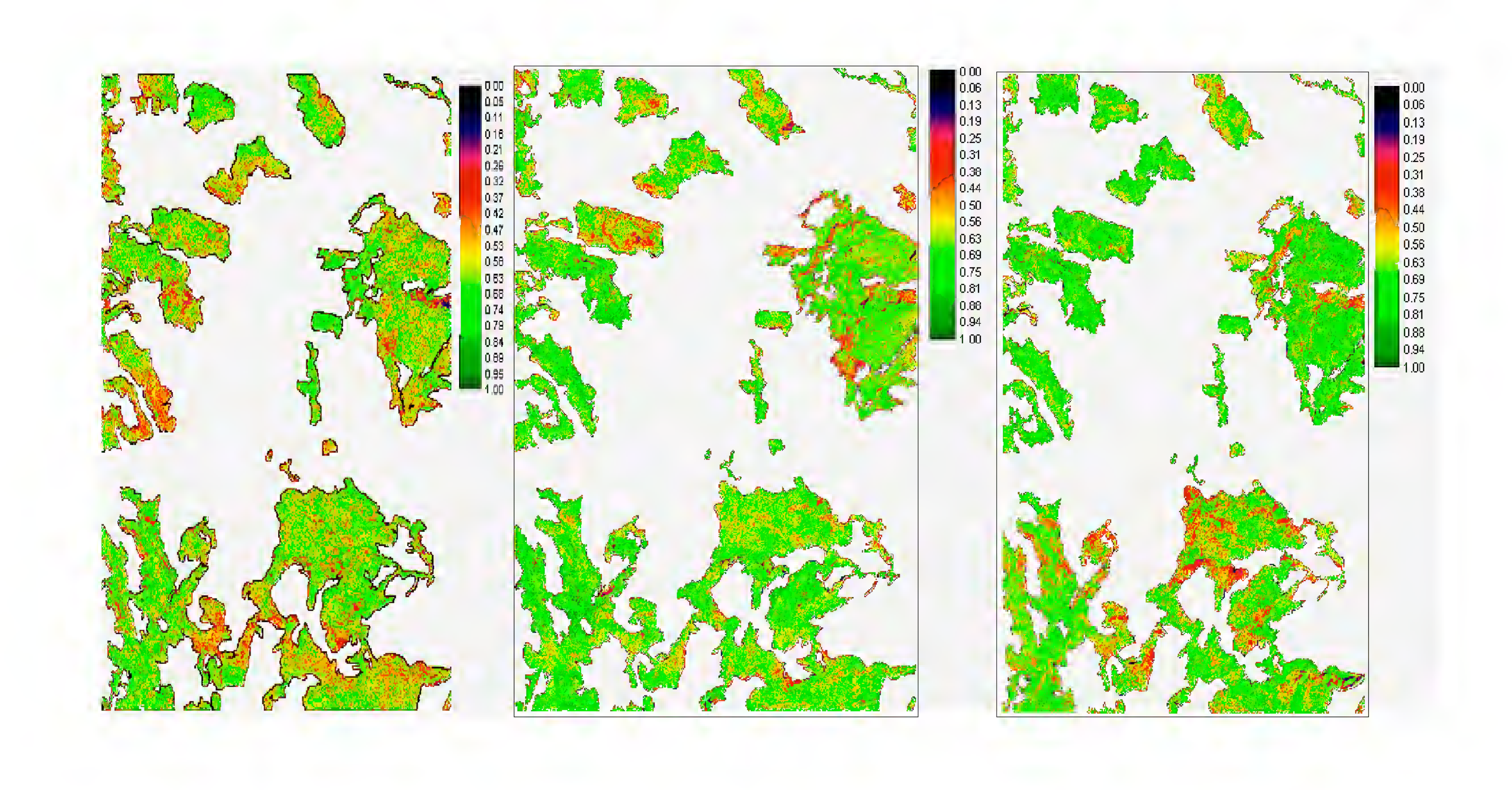


Figura 3. Índices de fragmentación de bosque de encino, escalados a tres categorías, para 1956, 1970 y 1993.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los cambios ocurridos en los bosques de la Sierra Fría, en lo que respecta a los parámetros de superficie de los diferentes tipos de vegetación y número de rodales, durante el periodo de estudio 1956, 1970 y 1993, no fueron significativos. Sin embargo, en relación al parámetro de cobertura al interior de los rodales, o dicho de otra manera micro-fragmentación, si ocurrieron cambios significativos. El análisis de las fotografías aéreas muestra que durante el periodo mencionado la mayor parte de los tipos de vegetación presenta, ya sea durante el primero o durante el segundo periodo, un significativo incremento en la fragmentación o pérdida de cobertura.

Los resultados de este trabajo son interesantes por la escala de resolución utilizada en el análisis del paisaje. La mayoría de los estudios de fragmentación citados en la bibliografía, utilizan modelos raster que no corresponden a una condición real del terreno (simulaciones) o utilizan imágenes de satélite con resolución espacial muy baja (píxeles de hasta 1 km^2), para abarcar grandes extensiones de terreno forestal, sin analizar los fenómenos de fragmentación al interior de los rodales por tipo de vegetación, sino para formaciones vegetales completas de gran extensión. Los estudios de fragmentación del paisaje se caracterizan por el análisis del rompimiento de una superficie de vegetación en pedazos de diferentes tamaños dependiendo de la escala a la que se apliquen.

Habría que anotar que, en la literatura, no se distinguen cuatro procesos diferentes y muchas veces confundidos (Fahrig, 2003). Es decir, en la literatura no se separa: *a)* el efecto de la reducción en la cantidad de hábitat, de *b)* el incremento en el número de parches, y *c)* la reducción en el tamaño de los parches, de *d)* el incremento en el aislamiento de dichos parches.

Una de las limitantes del presente trabajo consiste en la carencia de datos de campo que pongan en relación la información generada desde las fotografías aéreas y un análisis cuantitativo de la vegetación y del medio ambiente que incluya variables como cobertura, densidad, edad, diámetro, altura de las especies, así como pendiente, exposición, posición topográfica, entre otras, para las fechas en que fueron tomadas las fotografías. Por ello, es recomendable que en el futuro se realicen estudios sobre la distribución y abundancia de las especies y sobre la dinámica del paisaje y diferentes poblaciones vegetales.

En conclusión, podemos decir que el proceso de fragmentación se interpretó, al interior de cada rodal, como la pérdida de cobertura vegetal y el aumento en los espacios abiertos generalmente cubiertos de herbáceas. Comparando el número de hectáreas que pasan de una condición de baja fragmentación (o alta cobertura) a una de media o alta fragmentación, se puede establecer en qué periodo se presentó mayor presión sobre cada tipo de vegetación.

El análisis comparativo de cada tipo de vegetación para las tres fechas muestra que no hubo grandes cambios en la zona. En principio se planteó que la zona de estudio presentaría una mayor recuperación, en particular de las zonas dominadas por *Junniperus deppeana* (Minnich *et al*., 1994). Esto no se pudo comprobar. Se supone que al término o disminución de la presión ejercida sobre el arbolado a principios del siglo XX se esperaría una clara mejoría, y no fue así. Es probable que la tasa de aprovechamiento del arbolado sea igual a la de recuperación, por ello no se aprecia un aumento en cobertura. Algunos de los

tipos de vegetación mostraron cambios moderados pero claramente perceptibles: el bosque de táscate, tuvo un incremento en superficie durante todo el periodo de estudio y de cobertura entre 1970 y 1993. El bosque de pino presentó cambios notables de aumento en superficie y cobertura, lo cual indica que hubo reclutamiento de individuos nuevos y se ha presentado una recuperación moderada a pesar de las presiones de origen natural (infestaciones de descortezadores) o antrópicas (talas de “saneamiento”), sobre este tipo de vegetación. El bosque de encino presentó pocos cambios en superficie, con una clara tendencia a la fragmentación de los rodales principalmente en las zonas de “Los Jacalitos y la Mesa del Aserradero”, a diferencia del área cercana a “Santa Rosa de Lima” donde se observa una disminución en la fragmentación. Esto implica acumulación de biomasa, en esta última zona, al paso del tiempo, con una tendencia a baja fragmentación (cobertura alta).

El matorral de pingüica no presentó cambios en superficie, pero sí aumentó ligeramente el número de rodales. Se observa, además, una disminución en el grado de fragmentación al interior de los mismos durante el periodo 1970 a 1993. La pingüica es un recurso alimenticio para el ganado, sus frutos son consumidos por fauna silvestre y sus troncos son apreciados como leña, por lo que existe una explotación intensiva sobre este tipo de vegetación, que se mantiene al paso del tiempo sin dar lugar al establecimiento de especies de mayor talla resultantes de procesos de sucesión. El pastizal natural y el pastizal inducido presentaron una reducción en superficie. Por otra parte, los rodales de bosques mixtos aparecen menos fragmentados, por lo que se considera que son los tipos de vegetación que no han sido tan explotados en la zona o que, aunado a la disminución de latifoliadas, se registra un aumento en las coníferas.

Este trabajo ha permitido generar una metodología para el estudio de los cambios en la cubierta vegetal, a partir del análisis de fotografías aéreas de diferentes fechas y también ha contribuido a mejorar el acervo de información que será útil para la toma de decisiones que permitan un aprovechamiento sostenible del área natural protegida Sierra Fría.

REFERENCIAS

Aguilar, C., E. Martínez y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de Ecosistemas: ¿Qué tan grave es el problema en México? Biodiversitas 5(30):7- 11.

Betts, M.G., A.W. Diamond, G. J. Forbes, M. A. Villard y J.S. Gunn. 2006. The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurence. Ecol. Modelling 191:197-224.

Burel, F. y J. Baudry. 1999. Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Ed. Tec & Doc., Paris. 359 p.

Burrough, P. A. 1986. Principles of geographic information systems for land resources assessment. Oxford University Press, Nueva York, EUA. 237 p.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología-UNAM, Agrupación Sierra Madre, S. C., 847 p.

CETENAL. 1971. Cartas geológicas F13D17, F13D18, F13D19, F13B78, F13B87 y F13B88 escala 1:50,000.

Comisión de Estudios del Territorio Nacional. México.

Clouston, G. 1950. The use of aerial photographs in the range inventory work on the national forests. Photogramm. Eng. 16: 329-331.

Colwell, R. N. 1960. Some uses of infrared aerial photography in the management of wildland areas. Photogramm. Eng. 26: 774-785.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Sust. 34:487-515.

Forman, R. T. T., A. E. Galli y C. F. Leck. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implication. Ecology 26:1-8.

Flores Villela, O. y P. Gerez.1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Forman, R. T. T. & M. Godron. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons. Nueva York, EUA. Vol. 3, pp. 83-119.

García, M. E. 1980. Apuntes de climatología. UNAM, México. 165 p.

Gómez Pompa, A. 1985. Los recursos bióticos de México (Reflexiones). INIREB y Alhambra Mexicana, México. 190 p.

He, H. S. 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. Ecology 80:81-99.

Heilman, G. E., J. R. Strittholt, N. C. Slosser y D. A. Dellasala. 2002. Forest fragmentation of the conterminous United States: assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. BioScience 52: 411-422.

Hughes, F. M. R., W. M. Adams, E. Muller, C. Nilsson, K. S. Richards, N. Barsoum, H. Decamps, R. Foussadier, J. Girel, H. Guilloy, A. Hayes, M. Johansson, L. Lambs, G. Pautou, J. L. Peiry, M. Perrow, F. Vautier & M. Winfield. 2001. The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodland. Regul Rivers: Res Mgmt. 17: 325-345.

Hurd, J., E. Wilson y D. Civco. 2002. Development of a forest fragmentation index to quantify the rate of forest change. Proc. of Annual Conference and Fig XXII Congress. ASPRS. USA.

Lillesand, T. M. y R. W. Kieffer. 1982. Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, Nueva York. 612 p.

Mas, J. F. y S. J. Correa. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida “Los Retenes”, Campeche, México. UNAM. México. Boletín del Instituto de Geografía, 43: 42-59.

Minnich, R. A., J. Sosa Ramírez, V. E. Franco, W. J. Barry y M. E. Siqueiros. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. Investigación y Ciencia, UAA, no. 12: 23-29.

Minnich, R. A., M. G. Barbour, J. H. Burk y J. Sosa Ramírez. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San

Pedro Martir, Baja California, México. J. of Biogeography 27: 105-129.

Monmonier, M.S. 1974. Measures of pattern complexity for choropleth maps. The American Cartographer 1, 2: 159-169.

Mueller-Dombois, D. y H. Ellemberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, Nueva York, EUA. 256 p.

Odum, P. E. 1972. Ecología. Interamericana, México. 639 p.

Petit, C. y E. Lambin. 2002. Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. Landscape Ecology 17: 117-132.

Riiters, K., J. Wickham, R., O'Neill, B. Jones y E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. Conservation Ecology 4:3.

Rudis, V. 1995. Regional forest fragmentation effects of bottomland hardwood community types and resource values. Landscape Ecology 10: 291-307.

Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. 2nd ed. W.H. Freeman & Co. San Francisco. 859 p.

Schmiegelow, F., C. Machtans y S. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. Ecology 78: 1914-1931.

Tinker, D., C. Resor, G. Beauvais, K. Kipfmueller, C. Fernandes y W. Baker. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. Landscape Ecology 13: 149-165.

Toledo, V. M., J. Carabias, C.Toledo y C. González Pacheco. 1989. La producción rural en México: Alternativas ecológicas. Colección medio ambiente, núm.6. Fundación Universo Veintiuno, México. 402 p.

Velásquez, A., J. F. Mas, R. Mayorga-Saucedo, J.R. Díaz, C. Alcántara, R. Castroi, T. Fernández, J.L. Palacio, G. Bocco, G. Gómez-Rodríguez, L. Luna-González, I. Trejo, J. López-García, M. Palma, A. Peralta, J. Prado-Molina y F. González-Medrano. 2002. Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México. Biodiversitas 6(41):8-15

Wickens, G. E. 1966. The practical application of aerial photography for ecological surveys in the savannah regions of Africa. Photogrammetria 21: 31-41.

Wickham, J., K. Bruce, K. Riitters, T. Wade y R. O'Neill. 1999. Transitions in forest fragmentation: implications for restoration opportunities at regional scale. Landscape Ecology 14: 137-145.

Zsillinsky, V. G. 1964. The practice of photo interpretation for a forest inventory. Photogrammetria 19: 42-58.

Manuscrito recibido el 24 de noviembre de 2006
Aceptado el 9 de mayo de 2007

Este documento debe citarse como:
Chapa Bezanilla, D., J. Sosa Ramírez y A. de Alba Ávila. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14(1):37-51.

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Planning forest recreation in natural protected areas of southern Durango, Mexico

Planeación de la recreación forestal en áreas naturales protegidas del sur de Durango, México

Gustavo Pérez Verdín[1], Martha E. Lee[2] y Deborah J. Chavez[3]

ABSTRACT

This research investigated the usefulness of the Recreation Opportunity Spectrum (ROS) for managing forest recreation in two natural protected areas of southern Durango, Mexico. We used on-site interviews to document the recreation activities visitors participated in, the characteristics of their preferred recreation sites, and socio-demographic information. A cluster analysis identified visitor groups based on the characteristics of preferred recreation sites and the resulting clusters were compared to the recreation activities and socio-demographic data to create a typology of visitors. We used the ROS framework to identify three classes in each natural protected area including (1) zones with easy access and basic facilities (ROS rural class), (2) natural-appearing zones with few facilities (ROS roaded class), and (3) reserve zones (ROS semiprimitive non-motorized or primitive class). Overall, the ROS framework appears to fit appropriately in these two case studies and could be used for recreation planning purposes in other forest areas of the country.

KEYWORDS:
Forest recreation, Recreation Opportunity Spectrum, Michilía Biosphere Reserve, El Tecuán Recreational Park, planning frameworks, recreation resources inventory.

RESUMEN

Se investigó la utilidad del Espectro de Oportunidades de Recreación (EOR) para la planeación de la recreación forestal en dos áreas naturales protegidas del sur de Durango. Se usaron entrevistas de campo para documentar las actividades recreativas realizadas por los visitantes, las características de los sitios recreativos que ellos seleccionaron e información socio-demográfica. La técnica de análisis grupales clasificó los visitantes de acuerdo a las características de los sitios seleccionados y los grupos resultantes se compararon con las actividades recreativas realizadas y la información socio-demográfica obtenida. Con apoyo del EOR, se identificaron tres clases de recreación en cada área natural protegida, las cuales fueron: (1) Zonas con fácil acceso y servicios básicos (consistente con la clase rural del EOR); (2) Zonas de apariencia natural con pocos servicios (clase de caminos del EOR) y (3) Zonas de reserva (clases semiprimitiva no motorizada o primitiva). De manera general, el sistema EOR se adecuó bien a las condiciones de los dos casos de estudio y podría usarse para actividades de planeación de la recreación forestal en otros lugares del país.

PALABRAS CLAVE:
Recreación forestal, Espectro de Oportunidades de Recreación, Reserva de la Biosfera La Michilía, Parque Recreativo el Tecuan, esquemas de planeación, inventario de recursos recreativos.

1 Postdoc Research Associate. Mississippi State University. Box 9681. Mississippi State, MS 39759. gperez@cfr.msstate.edu. [Correspondence author]
2 School of Forestry. Northern Arizona University. P.O. Box 15018. Flagstaff, AZ, 86011-5018. Martha.Lee@nau.edu
3 Pacific Southwest Research Station. USDA Forest Service. 4955 Canyon Crest Drive. Riverside, CA, 92507. dchavez@fs.fed.us

INTRODUCTION

The Recreation Opportunity Spectrum (ROS) is a framework commonly used in the United States (US) for planning and managing recreation use in natural settings (USDA, 1982). The US Forest Service and Bureau of Land Management use the ROS concept to manage recreation opportunities primarily in wildland settings where the physical environments provide a continuum or spectrum of recreation opportunities. This spectrum is generally achieved by combining and mapping different levels of physical and social characteristics of the environment including activities, settings, and experiences (Driver *et al.,* 1987). The social psychological foundation of the ROS is the expectancy-valence theory (Moore, 1999). Expectancy or cognitive theories have their roots in the principle of hedonism which suggests that individuals tend to seek pleasure and avoid pain (Steers and Porter, 1987). Expectancy, in this context, means the belief of probable outcomes from given actions. Valence, introduced by Lewin (1938), means the attractiveness of an outcome to an individual (Moore, 1999). Within expectancy-valence theory, an outcome's attractiveness (valence), combined with the rational expectation that a particular outcome will or will not be realized (expectancy), motivates an individual to participate or not to participate in a given activity (*e.g.*, camping), within a given setting (e.g. big trees around) (Driver *et al.,* 1987; Moore, 1999).

This foundation drives the hypothesized causal linkages among activities, settings, and experiences in the ROS framework. Recreation activities are defined as behaviors such as hiking and camping; recreation settings are the places where activities take place and include all physical resources (e.g., topography, density of forests, water), social (e.g., number and type of others), and managerial (e.g., permits, fee systems, facilities); and recreation experiences are defined as a package of psychological outcomes realized from a recreation engagement (Manfredo *et al.*, 1983). Various combinations of these three key components delineate six recreation opportunity classes: primitive, semi-primitive non-motorized, semi-primitive motorized, roaded natural, rural, and urban (Douglass, 1993) (Figure 1). Criteria such as remoteness of the area, size, and evidence of humans are used to classify lands suitable for opportunities in difference classes along the spectrum. By applying these criteria and associate standards to a piece of land, it is possible to delineate the recreation opportunities available to recreationists. For example, an area that is isolated from the sights and sounds of human activities provides opportunities for solitude and introspection. A developed campground offers opportunities for socializing and learning.

The ROS framework was designed to be adapted to different physical and cultural conditions and is being applied both in the US and abroad. ROS abroad applications include New Zealand (Kliskey 1998; Sutton 2004), Australia (Parkin *et al.*, 2000), and Japan (Yamaki *et al.*, 2003). In Mexico, however, only a few studies have documented the application of recreation planning frameworks for managing outdoor recreation. The topography and the unique land tenure system affect the patchiness of ecosystems, and managerial settings could require somewhat different criteria and standards than the original ROS recreation opportunity classes. Gonzalez-Guillen *et al.,* (1996) studied 14 natural parks of the central state of Mexico to identify forest areas with potential for recreational purposes. They identified 27 forest areas based on the physiographic aspects, hydrology,

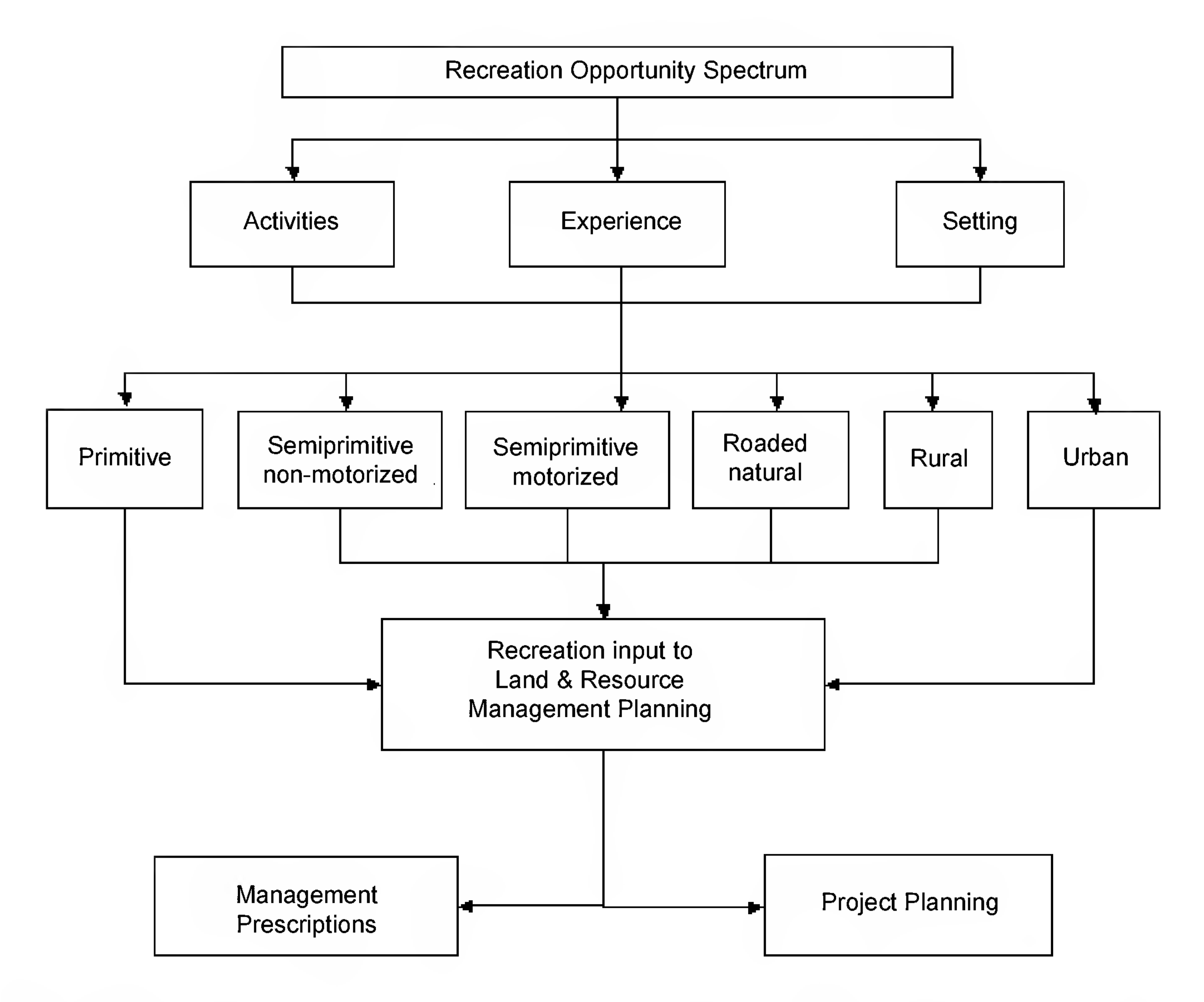


Figure 1. The Recreation Opportunity Spectrum classes (USDA Forest Service 1982). The six classes have been selected and conceptualized because of their descriptiveness and utility in land and resource management planning and other management applications.

vegetation types, wildlife, and facilities in the area. Though they never mentioned the concept of the ROS, they used the setting component as the primary source of classification.

Other planning frameworks exist for managing recreation in natural protected areas as well. Farrell and Marion (2002) discussed the possibility of using a modification of the visitor impact management approach as an alternative to other planning frameworks in Costa Rica, Chile, and Mexico. Although they do not present results of the application of this framework, they suggest that it can be useful not only for evaluating visitor impact on natural resources, but also for managing economic and socio-cultural impacts related to visitation and addressing other specific protected area management issues.

One of the big differences of ROS over other planning frameworks is the easy incorporation of visitor's behaviors into maps or Geographical Information Systems. In this study, we used preference settings to map the recreation opportunities by virtue of the fact that settings are the ROS component most readily influenced by resource managers (Driver *et al.*, 1987).

OBJECTIVE

The general goal of this study is to provide insights into managing recreation and to describe the potential use of the ROS framework in Durango forest areas. Resource managers can use the ROS framework as a tool to inventory, classify, and manage recreation opportunities based upon recreation setting preferences. Thus, the study's objectives are to: (1) identify visitors' preferences for recreation setting characteristics; (2) describe visitor types in terms of recreation activities, reasons for visiting, and other demographic information, and (3) Identify potential recreation opportunity classes based on visitors characteristics and preferences.

STUDY AREAS

The natural protected areas chosen for this study are the 30,000-hectare Michilía Biosphere Reserve (MBR) that was established in 1979 as part of the Man and Biosphere International program, and a 778-hectare, state-owned El Tecuán recreational park (TEC). Even though TEC has not been officially declared as a natural protected area, its management objectives match with those of the National Parks category i.e., natural resources conservation, outdoor recreation, and aesthetics. The study areas are located in the southeast and southcentral areas of the state of Durango, Mexico, respectively (Figure 2).

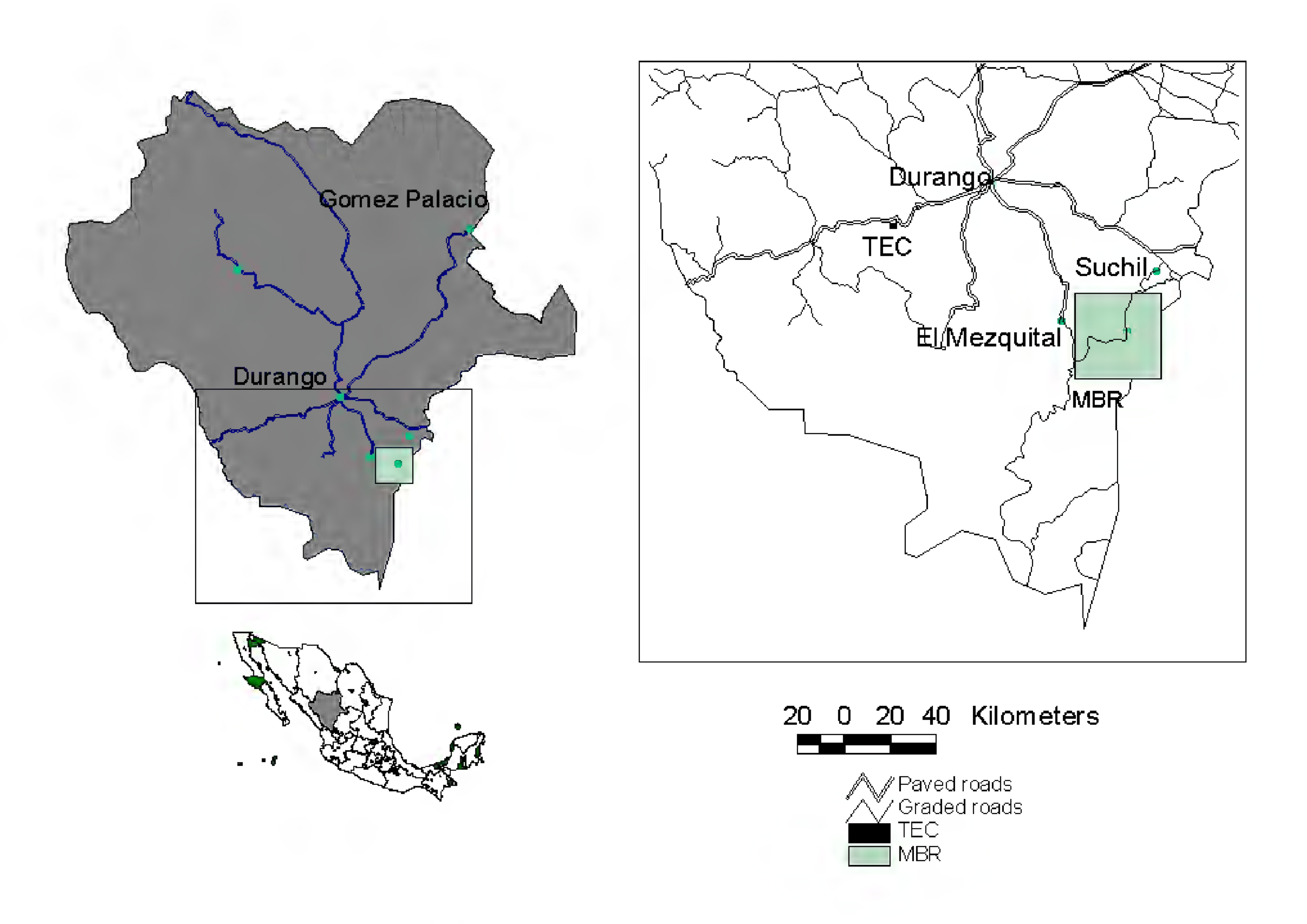


Figure 2. Location of the Michilía Biosphere Reserve (MBR) and El Tecuán recreation park (TEC)

The MBR has a few facilities to provide outdoor recreation opportunities. These include grills along the main road and around attraction sites as well as interpretative and directional signs to reach ecotouristic points such as the wolf and white-tail deer breeding centers or the research station located near the center of the area (Figure 3). Because no physical boundaries were observed on the field, we used the geographical information provided in the presidential decree to delimit the area.

In contrast, TEC has more facilities for outdoor recreation, such as picnic areas, basketball courts, restrooms, cabins, and a few dispersed recreation facilities, and it is easily located both on the field and maps. Even though users are required to pay an entrance fee (approximately $10 U.S. dls. per person), the management of the park is unable to maintain clean and safe facilities due to a lack of resources. During the peak months, TEC experiences moderate vegetation and soil impacts, especially in the picnic and camping areas. Visitors frequently scrape trees and cut branches to build campfires (Figure 4), or hike in recently reforested areas causing impacts to newly planted trees. We estimated that El Tecuán Recreational Park (TEC) receives more than 3,000 visitors while MBR receives approximately 1,000 visitors per year.



Figure 3. Interpretative signs and an example of MBR rustic facilities.



Figure 4. Campsite in the TEC area. This site is one of the most preferred for dispersed camping. Note the scraped trees next to the campsite.

Local ranchers use both MBR and TEC for grazing activities and divide the areas into small fenced plots. The fences serve as physical barriers that limit the movement of motorized vehicles into deeper parts of the areas. In turn, this lack of movement produces a relatively high demand/use of some recreation sites and increases the risk of ecological impacts. The recreation and grazing-related impacts suggest a need for managing and planning outdoor recreation opportunities in these areas. More details on the characteristics of the study areas and survey methods can be found in Perez-Verdin (2003).

Data Collection and Analysis

Data for this study consisted on visitor's interviews, maps, aerial photos, field trips, and draft management plans. Due to a low number of visitors in both areas we did not follow statistic methods to draw a sample. We interviewed every single visitor or group of visitors in the MBR (*n*=73) and asked all TEC visitors or group of visitors to voluntarily fill out a questionnaire and leave the completed questionnaire with park staff as they left the area (there is only one entrance/exit to the area, *n*=100). The information was gathered in the summer of 2002. We had no refusals among MBR visitors, but 23 TEC visitors refused to answer the questionnaires. Information gathered with the questionnaires consisted of documenting (1) the recreation activities that visitors participated in, (2) characteristics of preferred recreation settings, and (3) reasons for visiting the area and socio-demographic variables. Setting attribute preferences were measured using a seven-point scale ranging from strongly disagree to strongly agree. Maps, aerial photos, and other park-related information were provided by the MBR and TEC staffs as well as by the Department of Natural Resources of the Government of Durango.

A cluster analysis differentiated among preferred attributes of the recreation settings. The setting attributes included easy access to the area, many interpretative signs for guiding visitors within the area, many interpretative signs for using the forest, distance from main roads, few social encounters, high degree of naturalness, many big trees in and around the site, no forest harvesting activities, no grazing and agricultural activities, and basic facilities, e.g., grills, tables, and restrooms. The purpose of cluster analysis was to determine if visitors preferred distinct classes or zones of recreation settings in each area. We identified the clusters using the *average within-groups linkage* method, measured by the Euclidian distance (Romesburg, 1990).

The recreation setting preference clusters were further compared and described based on the recreation activities visitors participated in, socio-demographic characteristics, and reasons for visiting the area. For the latter, we identified nine motivation domains (Manning 1999) including: (1) participating in recreation activities; (2) learning; (3) family/friends together; (4) escape pressure; (5) enjoy nature; (6) physical rest; (7) risk reduction; (8) nostalgia; (9) other. We also used the characteristics of the selected recreation settings to identify potential recreational zones in the two areas. We constructed a ROS-like map to represent the diversity among setting opportunities for each area based on visitors' setting preferences.

Cross-tabulation procedures were used to examine the levels of association between clusters and descriptor variables such as recreation activities, motivation domains of reasons, and socio-demographic data. The chi-square statistics tested the significance of the levels of association among the setting clusters and descriptor variables.

RESULTS

We found significant differences between the two visitor samples in terms of education, household income, employment and distance of travel to the two areas. MBR visitors had lower levels of education, income, and employment than TEC visitors. In both areas, visitors tended to participate in large groups: MBR groups averaged 8.2 members while TEC groups averaged 10.7 members. Group sizes ranged from two persons to a maximum of 40 people in the TEC and 20 people in the MBR area. Due to this group participation of visitors our sample was made up of 73 individuals in TEC and 100 individuals in the MBR.

El Tecuán (TEC) Visitors

Cluster analysis of preferred setting attributes identified two types of TEC visitors. Thirty-six individuals (36% of the sample) were classified in cluster 1 and 63 individuals (63 % of the sample) were classified in cluster 2. We found significant differences between the clusters in their preferences for a high degree of naturalness, many big trees in and around the site, no harvesting activities, and no grazing/agriculture activities. Respondents in cluster 2 were more intolerant of setting modifications including harvesting and grazing/agricultural activities. They preferred undisturbed sites with many big trees in and around the sites (Table 1).

Table 1
Comparison of the recreation setting preference types of TEC and MBR visitors

Characteristic of the site	Overall mean [a]	Setting type means [a]		
		Cluster 1	Cluster 2	Sig.
TEC visitors		(*n*=36)	(*n*=63)	
Easy access to the site	1,94	1,69	2,08	,14
Many interpretative signs for guiding within the area	1,83	1,64	1,94	,26
Many interpretative signs for using the forests	2,19	2,03	2,29	,25
Short distance from main roads	1,73	1,50	1,86	,16
Few social encounters	,62	,69	,57	,68
High degree of naturalness	2,39	2,02	2,60	<,01
Many big trees in and around the site	2,49	1,92	2,83	<,01
No harvesting activities	1,75	1,22	2,05	<,03
No grazing/agriculture activities	1,68	,81	2,17	<,01
Basic facilities	2,11	1,83	2,27	,13
MBR visitors		(*n*=31)	(*n*=41)	
Easy access to the site	2,19	1,90	2,41	<,01
Many interpretative signs for guiding within the area	1,58	1,94	1,32	<,05
Many interpretative signs for using the forests	2,03	1,87	2,15	,11
Short distance from main roads	1,64	1,58	1,68	,69
Few social encounters	,19	,58	-,10	<,05
High degree of naturalness	2,15	2,23	2,10	,35
Many big trees in and around the site	2,38	2,10	2,59	<,01
No harvesting activities	1,71	1,45	1,90	,09
No grazing/ agriculture activities	,93	,90	,95	,90
Basic facilities	2,60	2,55	2,63	,53

[a] Means based on a 7-point scale with endpoints labeled -3, very unimportant; and +3, very important.

Results showed that both clusters are socio-demographically similar and had no significant differences in the reasons that motivated their visit to TEC. Cluster 2 visitors were more likely to participate in nature-oriented activities and preferred recreation settings with non-noticeable setting alterations (Table 2).

MBR Visitors

Cluster analysis of setting preferences also identified two types of visitors. Thirty-one individuals (43% of the sample) were classified in cluster-1 and 41 individuals (56 % of the sample) were classified in cluster 2. We found significant differences between the two groups in their preferences for easy access to the site, many interpretative signs for guiding within the area, few social encounters, and many big trees in and around the site (Table 1). Both MBR clusters are socio-demographically similar and had no significant differences in the reasons that motivated their visit to MBR. They basically come to the reserve to enjoy nature, hike, picnic, and watch wildlife. We did not find any significant association between the clusters in terms of participation in any of the recreation activities, motivations, or setting clusters (Table 3). Cluster-2 visitors were more likely to camp, although the differences were not statistically significant.

Table 2. Recreation activities, motivations, and socio-demographic variables of TEC visitors clustered in recreation setting types

Item	Overall	Recreation settings		
		Cluster 1 (n=36)	Cluster 2 (n=63)	Sig.
Activities				
Camping (%)	20,5	12,9	24,6	,15[a]
Hiking (%)	96,8	94,1	98,4	,29[a]
Picnicking (%)	94,3	100,0	90,9	,09[a]
Biking (%)	17,8	16,0	18,8	,52[a]
Enjoy nature (%)	92,4	90,9	93,2	,49[a]
Research act, (%)	25,7	25,0	26,1	,58[a]
Wildlife watching (%)	78,8	66,7	84,9	,06[a]
Collect products (%)	30,8	29,6	31,4	,54[a]
Collect plants (%)	28,8	35,7	25,0	,22[a]
Motives				
Enjoy nature (%)	26,8	31,4	24,2	,32[a]
Physical rest (%)	15,5	5,7	21,0	,32[a]
Participating in recreation activities (%)	14,4	14,3	14,5	,32[a]
Sociodemographics				
Percent employed	83,7	83,3	83,9	,58[a]
Percent male	74,2	72,2	75,4	,45[a]
Percent with income ≤$ USD 9,820 per year [c]	53,9	55,2	53,2	,53[a]
Percent with college degree	61,7	62,9	61,1	,43[a]
Average age (years)	39,3	37,9	40,1	,37[b]
Average distance traveled (km)	137,0	72,4	174,0	,07[b]

[a] χ^2 -values; [b] τ-test values; [c] exchange rate pesos to dollars,11:1

Table 3. Recreation activities, motivations, and socio-demographic variables of MBR visitors clustered in recreation setting types

Item	Overall	Recreation settings		
		Cluster 1 (*n*=31)	Cluster 2 (*n*=41)	Sig.
Activities				
Camping (%)	7,10	13,3	2,50	,10[a]
Hiking (%)	98,6	96,8	100,0	,43[a]
Picnicking (%)	95,7	93,1	97,6	,37[a]
Biking (%)	2,9	3,3	2,5	,68[a]
Enjoy nature (%)	100,0	100,0	100,0	-
Research act, (%)	22,5	29,0	17,5	,19[a]
Wildlife watching (%)	97,1	93,3	100,0	,18[a]
Collect products (%)	33,8	43,3	26,8	,11[a]
Collect plants (%)	26,8	35,5	20,0	,11[a]
Motives				
Participating in recreation activities (%)	45,8	45,2	46,3	,50[a]
Family/friends together (%)	22,2	29,0	17,1	,50[a]
Learning (%)	13,9	6,5	19,5	,50[a]
Sociodemographics				
Percent employed	50,0	51,6	48,8	,50[a]
Percent male	77,1	76,7	77,5	,58[a]
Percent with income ≤$USD 9,820 per year [c]	93,0	90,0	95,1	,47[a]
Percentage with college degree	20,8	19,3	22,0	,63[a]
Average age (years)	40,6	42,0	39,5	,19[b]
Average distance traveled (km)	62,1	73,9	53,3	,19[b]

[a] χ^2 -values; [b] τ-test values; [c] exchange rate pesos to dollars,11:1

Zoning Outdoor Recreational Opportunities

We used the information from the cluster analysis to map potential recreation opportunity classes in TEC and MBR. Because our results indicated no significant differences in the recreation activities, reasons for visiting, and socio-demographic characteristics of cluster groups, the recreation opportunity maps were based primarily on the significant differences found in the recreation setting preferences of visitors to the two areas (Table 1). Based on the draft document "Resource Management Plan for El Tecuán Area" developed by the government of the state of Durango, which describes the location of roads, hiking trails, forest vegetation types (DGO-SEMARNAT 2002), along with topographic maps and orthophotos, we identified the recreation opportunity zones in TEC. We considered other topographic/physical information to identify places with high degree of naturalness, no harvesting activities, and no evidence of agriculture/cattle activities.

Figure 5 presents a zoning of the TEC area that attempts to meet current and future needs for recreation opportunities and minimize recreation impacts. We identified zone A for cluster 1 visitors, zone B for cluster 2 visitors, and the rest of the area would be held in reserve. This

distribution should reduce the impact on zone A by accommodating visitors in a larger area. In this scenario, the area for the cluster 1 visitors is 247 ha (32% of the TEC area) and the area for the cluster 2 visitors is 264 ha (34% of the area). In addition, zone C is proposed to be kept in reserve, which in turn may serve to receive future visitors that may feel displaced by a potential increase in demand for undisturbed areas. This zone represents 34 percent (267 ha) of the total area and includes the most remote sites with no access by motorized vehicles.

The map in figure 5 should also meet the common preferences of both groups, who indicated relatively similar preferences for recreation site characteristics. For example, while the cluster 1 visitors did not rate a high degree of naturalness as important as for the cluster 2 visitors, the former is nonetheless concerned with naturalness, big trees in and around, and no grazing or harvesting activities when seeking the recreation sites. Both groups also demand natural-appearing settings and basic facilities.

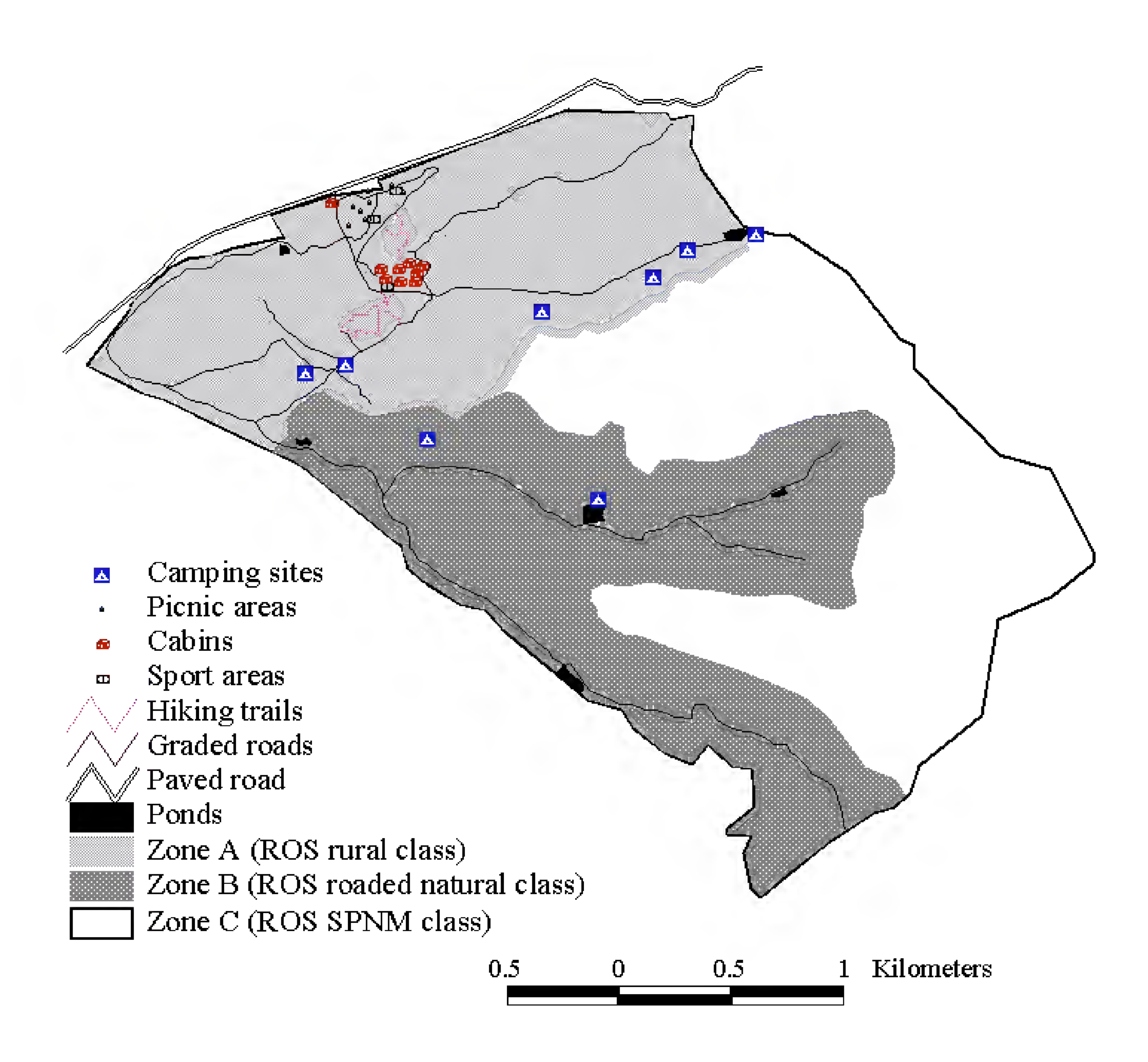


Figure 5. Classification of the recreation opportunities in the TEC. Zone A is intended to provide recreation opportunities for cluster 1 visitors, zone B for cluster 2 visitors, and zone C would be held in reserve.

We classified the recreation zones for the MBR following the same procedure as for the TEC area. We used large-scale topographic maps to locate roads, major attractions, and the rudimentary facilities to provide outdoor recreational opportunities. We also used data from the natural resources management plan developed by the MBR staff (RBLM 2001) including elevation lines, vegetation types, and hydrologic aspects to help delineate the recreation opportunity zones. Based on the differences of the preferred characteristics between the two recreation settings groups, we identified opportunity zones for both types of visitors. For example, one of the characteristics of the cluster 2 visitors was more tolerant of social encounters than cluster-1 visitors. Cluster 2 visitors were also more likely to participate in picnicking and hiking activities.

Figure 6 presents the recreation opportunity zones for the MBR. Because of the easy access, zone A is more likely to receive more visitors than the rest of the MBR. Cluster 2 visitors will more likely visit zone A because it has easier access, there is little concern about social encounters, and it has more basic facilities (grills, tables). The 8007-ha zone A represents 23 percent of the total area, it is located in the center of MBR and close to the main roads.

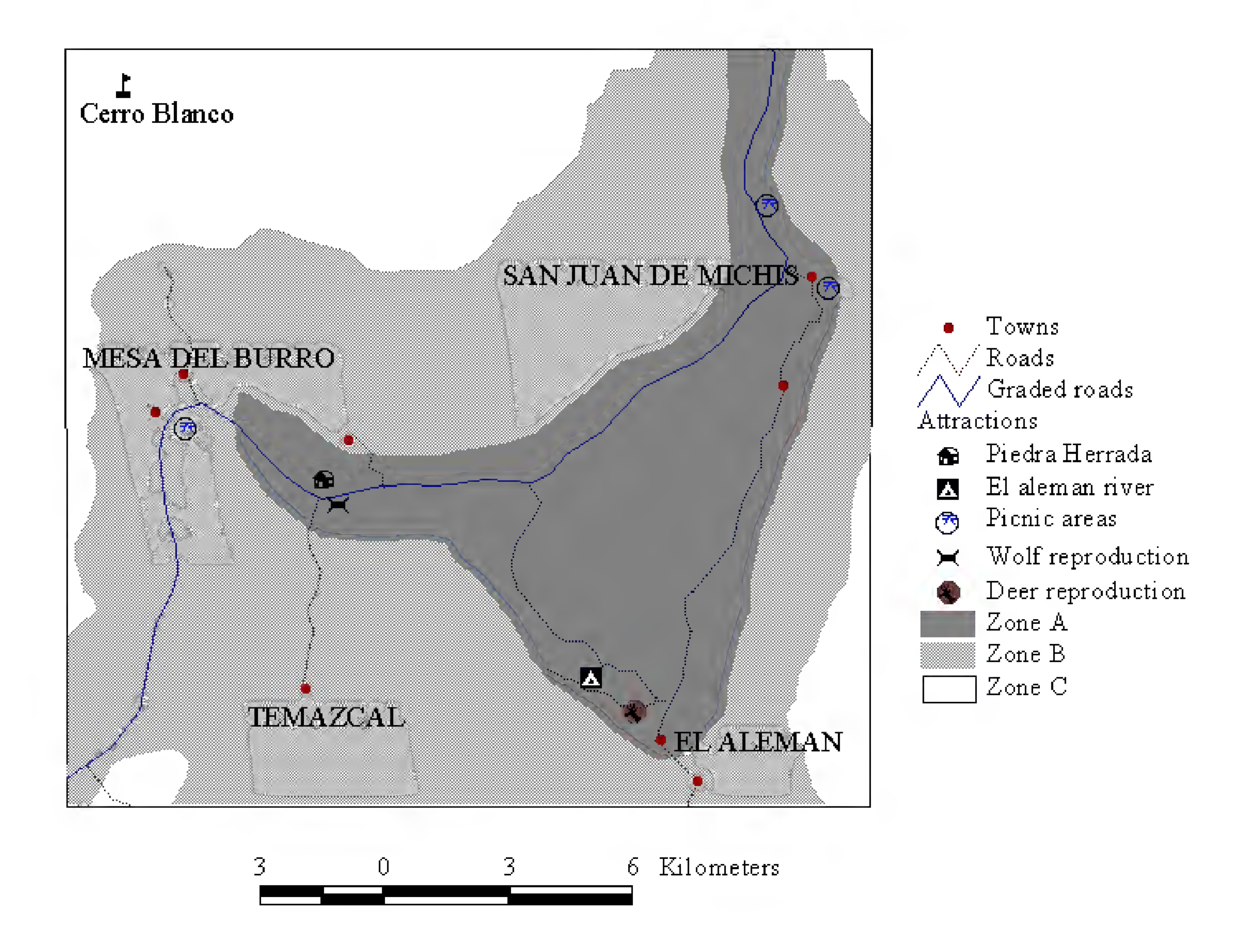


Figure 6. Types of recreation opportunities in the MBR. Zone A is oriented to provide recreation opportunities for cluster 2 visitors; zone B for cluster 1 visitors, and zone C will be kept in reserve.

Cluster 1 visitors would likely prefer zone B, which comprises 19,264 ha (55 percent of the total area). Unlike the cluster-2 visitors, it was more important for cluster 1 visitors to have few social encounters and preferred a high degree of accessibility to the recreation site. Cluster 1 visitors needed many interpretative signs to guide them within the area and they were more likely to participate in camping, collecting products and plants, and developing research/educational activities than cluster 2 visitors.

Since the number of visitors to each zone is relatively small, MBR appears to offer sufficient area to meet current and future needs for recreation opportunities. We included zone C, a remote area that comprises 23 percent of the total MBR (7,803 ha), to protect the reserve core from potential recreation impacts. The reserve core is located in the northwest part of the MBR, around the Cerro Blanco Peak, and could also fulfill potential demand for more primitive areas in the future.

To summarize, the resulting maps identified three zones to classify lands for recreational opportunities in TEC and MBR: (A) zones with easy access and basic facilities, (B) natural-appearing zones having less access and fewer facilities, and (C) reserve zones. Using the ROS criteria, these zones could be classified as (1) rural; (2) roaded natural; and (3) semi-primitive non-motorized or primitive areas, respectively. This analogy is based on key common components that matched the ROS criteria: degree of naturalness, level of access, facilities, interpretative signs, and social settings. The degree of naturalness, expressed as remoteness and evidence of humans in the ROS, along with level of access and facilities correspond to the biophysical setting as described in the ROS criteria, and interpretative signs are included within the managerial setting.

DISCUSSION

In addition to their socioeconomic profile, a key distinction between MBR and TEC visitors when selecting the recreation sites is the evidence of cattle grazing or agricultural activities in the area. Managers allow the use of both natural areas for grazing activities with more evidence in the MBR. As noted earlier, during the research we found a considerable number of fences that not only restrict the use of natural resources for recreation use, but also for game movement and displacement to other areas. Results suggest that MBR visitors were less concerned than TEC visitors to cattle grazing or agricultural activities when selecting a recreation site. On the variable no grazing/agricultural activities, MBR visitors had a mean of 0.93 whereas TEC visitors reported a mean of 1.68. The results indicated that TEC visitors, especially cluster-2 visitors, avoided recreation sites if evidence of cattle grazing was found in or around the site. In this sense, resource managers should consider the removal of cattle and fences, especially in zones B and C of the TEC area. Another distinction between TEC and MBR is related to the number of visitors each one receives. We estimated an annual visitation during the peak months (i.e., March-September) of 2000 persons to the TEC area and up to 800 people to the MBR for recreational purposes. However, the MBR (including the core and buffer zone) is 40 times larger than the TEC area.

The classification presented in this study follows the original ROS criteria and standards as identified in the US Forest Service guidelines. However, the ROS has been adapted to local conditions using visitors' interviews, field trips, and cartographic information. The resulting maps can help resource managers to estimate demand (in terms of number of visitors to a particular area) and supply of outdoor

recreational opportunities (available area for those visitors) based on the identification of the preferred recreation setting characteristics. Recognizing that the management of each recreation area is different and site specific, the purpose of this research is to contribute to the study of supply-demand analysis of recreation opportunities in recreational areas in Mexico.

In this context, other planning frameworks -or combinations of them- can be used for the same or different purposes. While ROS provides a system for identifying and providing a range of recreation opportunities for visitors with different needs, it does not deal specifically with the management of recreation impacts. The application of other planning frameworks, such as limits of acceptable change and visitor impact management, would complement ROS planning (Farrell and Marion 2002). In addition, since recreation is a component of ecosystem management, ROS can be combined with other multiresource planning frameworks.

Overall, the ROS framework appears to fit appropriately in these two case studies. In the United States, and other countries where the framework is being applied, the ROS is used primarily for managing and planning recreational opportunities in the wildlands. These areas, like the MBR and TEC, belong to the government and the agencies responsible for managing natural resources utilize the ROS as the primary approach to provide quality recreational opportunities. In Mexico, despite the increasing interest in recreation, few forestlands are destined for recreational opportunities. One alternative is to involve other non-federally owned properties to increase the lands' value for recreational purposes, such as the *ejidos* and *comunidades*' forestlands. Ejidos' forestlands can fulfill the lack of available recreation areas and at the same time, reduce the pressure on timber production. When we asked visitors their opinions about the possible participation of ejidos and private owners in providing recreational opportunities, close to 86 percent of the entire sample responded positively. Moreover, 80 percent were willing to pay a fee to those ejidos/comunidades to increase the usability of area for recreational purposes.

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

The purpose of this study was to identify and describe visitors' preferences for recreation setting characteristics in terms of recreation activities, reasons for visiting, and select socio-demographic characteristics such as income, education, age, and occupation. With this information, we classified potential recreation opportunity zones in the MBR and TEC. Cluster analysis identified two types of visitors indicating a marginal demand for diversity in recreation settings. One of them was more likely to visit recreation sites with easy access and interpretative signs, and the other was more likely to visit recreation sites with somewhat more complicated access and low presence of visitors. We compared the activities, motivations (experiences), and recreation settings –the key components of the ROS concept– but we did not find any significant association between the two types of visitors in each area. We attributed the lack of association among settings, activities, and motivations to various survey limitations including questionnaire design and interpretation, and size and homogeneity of the sample. For example, we believe that the lack of association between the recreation setting groups and socio-demographic variables was because our sample of visitors consisted of a very socio-demographically homogenous group that participated in similar

recreation opportunities and had similar motivations to visit the recreational area. Likewise, no significant differences were also found between motivations and recreation activities. Further research that addresses these potential associations is necessary to assess the linkages among the components of the behavior recreation model.

This study also showed that the estimation of demand and supply of outdoor recreational opportunities can be based on the identification of the preferred recreation setting characteristics. The findings can serve as examples of standards and setting characteristics for planning and management of outdoor recreational areas.

Resource managers (and ejidos/comunidades) should also follow adaptive management procedures in implementing any new management actions in MBR and TEC by outlining steps for monitoring the consequences of management actions. The treatment of these management practices as experiments is critical because it provides an opportunity to test unproven concepts believed to be correct, and it provides focus for monitoring the outcomes of these activities. Resource managers might coordinate data collection and data management methods for the two areas to ensure that data sets can be integrated for further analysis. By implementing, monitoring, and evaluating this classification system to manage recreational opportunities, resource managers are able to gain valuable information about the acceptability, effectiveness, and cost of managing recreation opportunities (Chavez, 2002). The classification of lands to provide recreation opportunities involves the analysis of causal relationships between management actions and visitor satisfaction (Rollins *et al.*, 1998). The recreation opportunity classification can be adapted to respond to progressive management actions. We recommend more research to study the ejidos' participation in providing recreation opportunities and the linkages among the three components of ROS.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Pacific Southwest Research Station (USDA Forest Service) and Northern Arizona University under the agreement PSW-02-JV-11272137-010. The authors wish to express their gratitude to the people that participated in the interviews as well as to the staffs of the Forest Department of the state of Durango and the Michilía Biosphere Reserve. Two anonymous reviewers are gratefully acknowledged for their contribution in an early manuscript.

LITERATURE CITED

Chavez, D.J. 2002. Adaptive management in outdoor recreation: Serving Hispanics in southern California. Western Journal of Applied Forestry 17 (3):129-133

DGO-SEMARNAT. 2002. Plan de manejo integral forestal para el parque recreativo El Tecuan, municipio de Durango, Dgo. 93 p.

Douglass, R.W. 1993. Forest Recreation. Waveland Press. Prospect Heights, IL. 373 p.

Driver, B.L., P.J. Brown, G.H. Stankey and T.L. Gregoire, 1987. The ROS Planning System: Evolution, basic concepts, and research needed. Leisure Sciences 9:201-212.

Farrell, T.A. and J.L. Marion. 2002. The protected area visitor impact management (PAVIM) framework: A simplified process for making manage-

ment decisions. Journal of Sustainable Tourism 10(1): 31-51.

González-Guillen, M., R. Valdez-Lazalde, and C. Velasco-Gonzalez, 1996. Definición de áreas forestales con potencialidad recreativa. Agrociencia 30:129-138.

Kliskey, A.D. 1998. Linking the wilderness perception mapping concept to the recreation opportunity spectrum. Environmental Management 22(1): 79-88.

Lewin, K. 1938. The conceptual representation and the measurement of psychological forces. Durham: Duke University Press.

Mader, R. 1998. Mexico: Adventures in Nature. John Muir Publications. Santa Fe, NM. 321 p.

Manfredo, M., B. Driver and P. Brown. 1983. A test of concepts inherent in experience-based setting management for outdoor recreation areas. Journal of Leisure research 15: 263-283.

Manning, R.E. 1999. Studies in outdoor recreation: Search and research for satisfaction. Oregon State University Press. Corvallis, OR. 374 p.

Moore, M.D. 1999. Recreation specialization as an alternative to sustained yield management and the Recreation Opportunity Spectrum. Unpublished Ph D Dissertation. Northern Arizona University.

Parkin, D., D. Batt, B. Waring, E. Smith and H. Phillips. 2000. Providing for a diverse range of outdoor recreation opportunities: "a micro-ROS" approach to planning and management. Australian Parks and Leisure 2(3): 41-47.

Perez-Verdin, G. 2003. Evaluating Strategies for Managing Outdoor Recreation Opportunities in Southern Durango, Mexico. Master Thesis. Northern Arizona University. 140 p.

RBLM. 2001. (Dirección de la Reserva de la Biosfera La Michilía). Plan de manejo integral de los recursos naturales en la Reserva de la Biosfera La Michilía. Borrador. Documento no publicado. 77 p.

Rollins, R., W. Trotter and B. Taylor. 1998. Adaptive management of recreation sites in the wildland-urban interface. Journal of Applied Recreation Research 23 (2): 107-125.

Romesburg, C.H. 1990. Cluster Analysis for researchers. Malabar, FL: Robert E. Krieger Publishing Company.

Steers, R.M. and L.W. Porter. 1987. Motivation and work behavior. New York: McGraw-Hill.

Sutton, S. 2004. Outdoor recreation planning frameworks: An overview of best practices and comparison with Department of Conservation (New Zealand) planning processes. *In:* Smith, K.A., Schott, C. (Eds). Proceedings of the New Zealand tourism and hospitality research conference. Wellington. pp. 407-423.

USDA Forest Service. 1982. ROS users guide. Washington, D.C. 124 p.

Yamaki, K., O. Hirota, Y. Shoji, T. Tsychiya and K.Yamaguchi. 2003. A method for classifying recreation area in an alpine natural park using Recreation Opportunity Spectrum. Journal of Japanese Forest Society 85 (1): 55-62.

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Ips e insectos barrenadores en árboles de *Pinus montezumae* dañados por incendios forestales

Ips and woodborer insects in *Pinus montezumae* trees damaged by forest fires

Juana Fonseca-González[1,2],
Héctor Manuel De Los Santos-Posadas[2],
Celina Llanderal-Cázares[2], David Cibrián-Tovar[3],
Dante Arturo Rodríguez-Trejo[3] y Jesús Vargas-Hernández[2]

RESUMEN

Se analizó, mediante regresión logística, la proporción de galerías de *Ips* con respecto a otros insectos descortezadores (*Pityophthorus*, *Hylastes*, *Hylurgops*) y barrenadores de madera, en su interacción con el diámetro del árbol y tres variables de daño por incendio (altura del quemado del fuste, nivel de daño en la copa y longitud de copa viva). La proporción de galerías de *Ips* disminuye al aumentar el diámetro del árbol y la altura de quemado del fuste, mientras que dicha proporción aumenta con el incremento en la longitud de copa viva. En árboles con la copa chamuscada en su totalidad, pero con yemas terminales vivas, se incrementa la proporción de galerías de los barrenadores de madera, lo mismo sucede al aumentarse la altura de quemado del fuste y en árboles con diámetros superiores a los 30 cm.

PALABRAS CLAVE:
Descortezadores, efecto del fuego, *Hylastes*, *Hylurgops, Pityophthorus,* regresión logística.

ABSTRACT

The proportion of Ips galleries with respect to other bark beetles (*Pityophthorus, Hylastes, Hylurgops*) and larvae of Cerambycidae was analyzed through logistic regression in its interaction with tree diameter and three variables of damage by fire (crown scorch classes, bole char height and live crown length). *Ips* gallery proportion diminishes as tree diameter and bole char height increase, whereas that proportion grows with the increment in live crown length. In trees with totally scorched crown, but with live terminal buds, the proportion of galleries of woodborer insects increases and the same happens at increasing bole char height in trees with diameter superior to 30 cm.

KEY WORDS:
Bark beetles, fire effect, *Hylastes, Hylurgops, Pityophthorus,* logistic regression.

1 Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Ex Hacienda de Aquetzalpa, Santiago Tulantepec. Hidalgo, México. fonsecaj@uaeh.reduaeh.mx
2 Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México. hmsantos@colpos.mx, llcelina@colpos.mx, vargashj@colpos.mx
3 División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo, CP 56230, Chapingo, Estado de México, México. dcibrian@correo.chapingo.mx, dantearturo@yahoo.com

INTRODUCCIÓN

La relación existente entre los incendios forestales y la colonización por insectos descortezadores, se ha estudiado a través de los daños visibles que la exposición al fuego provoca a los árboles y las evidencias externas de la colonización por escolítidos, sobre todo *Dendroc - tonus* e *Ips* (Bradley y Tueller, 2001; Santoro *et al.*, 2001). Entre las principales variables que se han relacionado con el incremento en la población de insectos descortezadores se encuentran el chamuscado de la copa y del fuste (Miller y Patterson, 1927; Pérez, 1981; Kelsey y Joseph, 2003; McHugh *et al.*, 2003). Otras características del árbol que son útiles para medir la dimensión del daño por incendios son la concentración de etanol en el floema y albura (Kelsey y Joseph, 2003), el flujo de resina (Santoro *et al.*, 2001), la tasa fotosintética neta y el potencial hídrico (Wallin *et al.*, 2003), que aunque son más difíciles de medir, aportan conocimientos sobre la fisiología del árbol. En México, la información sobre la interacción de insectos descortezadores y árboles dañados por incendios es escasa.

OBJETIVO

Encontrar la relación entre las evidencias externas de los daños ocasionados por el fuego en los árboles de *Pinus montezumae*, y la colonización por insectos descortezadores (Coleoptera: Scolytidae) y barrenadores de madera (Coleoptera: Buprestidae y Cerambycidae).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en terrenos forestales del ejido Cima de Togo, municipio de Cuautepec de Hinojosa, Hidalgo. Ubicado entre los paralelos 19º 59´ 40” a 20º 02´ 35” de latitud norte y los meridianos 98º 10´ 31” a 98º 13´ 15” de longitud oeste, con una altitud promedio de 2540 m. El área presenta un clima templado subhúmedo con abundantes lluvias en verano, precipitación invernal de 5 a 10.2 mm y verano fresco con temperatura en el mes más cálido menor a 22 ºC (García, 1988). La vegetación predominante es bosque de pino, principalmente *Pinus montezumae*, *P. leiophylla* y *P. teocote*.

En mayo de 2003 se presentó un incendio forestal superficial en 40 ha (CONAFOR, 2003). Dentro de la zona afectada se seleccionó un sitio de 5 ha con arbolado adulto, que representaba diferentes niveles de daño en la copa y quemadura de fuste. No se tuvo la oportunidad de observar directamente el incendio para obtener datos de su comportamiento, tales como longitud de flama, dirección y duración de éste.

Para la selección del rodal se tomó en cuenta la evidencia externa de infestación por insectos, como grumos de resina y acumulación de aserrín rojizo en la superficie de la corteza. También se notaron las perforaciones hechas en el tronco por los pájaros carpinteros que se alimentan de larvas de insectos, tanto de descortezadores como de barrenadores de la madera de las familias Buprestidae y Cerambycidae (Safranyik *et al.*, 2001; McHugh *et al.*, 2003).

Toma de datos

La toma de datos se realizó durante julio de 2004, evaluándose 35 árboles de *P. montezumae* de entre 56 y 67 años de edad, los cuales presentaban diferentes niveles de daño por el incendio y evidencias de infestación por descortezadores.

Los datos que se tomaron a cada árbol fueron: diámetro a la altura del pecho (cm), altura total (m), altura de quemadura del fuste medida en metros a partir del nivel del suelo, abarcando el área de la corteza con coloración negruzca, nivel de daño en la copa (Clase 1: árboles sin daño en la copa, pero sí en el fuste; clase 2: follaje parcialmente chamuscado; clase 3: copa chamuscada en su totalidad, pero con yemas terminales vivas; clase 4: follaje quemado, yemas terminales muertas y cambium aún húmedo; clase 5: árboles con cambium seco) adaptada de la escala generada por Miller y Patterson (1927); longitud de copa antes del incendio (medida en m y marcada por el muñón que dejó la primera rama) y longitud de copa viva (medida en metros e indicada por la presencia de follaje verde). Las diferentes medidas de altura se estimaron usando un clinómetro Suunto.

Debido a que el estudio se inició 14 meses después de ocurrido el incendio, la presencia de insectos se determinó por la forma y tamaño de las galerías que ellos elaboraron, la cual tiene correlación con la densidad del ataque y el número de nichos de oviposición (Zhang *et al*., 1992; Safranyik *et al*., 2001); para esto, de cada árbol se tomaron cinco secciones de corteza de aproximadamente 10 x 10 cm, en las zonas del fuste que presentaban orificios de entrada de insectos. En el laboratorio, con la ayuda de una lupa y un hilo se realizó la medición de la longitud de las galerías que quedaron grabadas en la zona de cambium y se determinó a qué género pertenecían por la forma y diámetro que presentaban, tomando como referencia lo indicado por Cibrián *et al*. (1995). Marroquín-Sosa (2005) revisó la condición de 144 árboles vivos de *Pinus montezumae* ubicados en el área circundante al sitio de estudio y ninguno tuvo ataques por insectos descortezadores ni barrenadores, por lo que se asume que ésta era la condición inicial de los árboles del rodal estudiado antes del incendio.

Análisis de datos

Se calculó el porcentaje de longitud total de las galerías que pertenecían a cada género y familia de insectos por árbol. Debido a que las muestras de corteza no se pudieron obtener con dimensiones constantes, fue necesario uniformar los datos calculando la densidad de galerías de cada género o familia por cm^2 de corteza, de la siguiente forma:

$$DG = LGF/SC \qquad ...(1)$$

donde:
DG = densidad de galerías (cm/cm^2)
LGF = longitud de galerías por género o familia (cm)
SC = superficie de corteza (cm^2)

Se hizo un análisis de regresión logística para definir la relación entre la proporción de galerías construidas por el género *Ips* y el resto de las galerías contabilizadas, con las variables ya mencionadas consideradas como independientes. Se eligió al género *Ips* por ser el que puede llegar a infestar árboles sanos, además de que su sistema de feromonas atrae a otros géneros de insectos para colonizar el árbol (Zach, 1997; Allison *et al*., 2001; Dodds *et al*., 2001). El modelo logístico es útil para analizar variables tanto continuas como discretas, obteniendo valores de $\pi(x)$ en un rango de 0 a 1, lo que lo hace un modelo apropiado para describir valores de probabilidad (Agresti, 2002). Este modelo se ha usado ampliamente para predecir mortalidad de árboles dañados por fuego (Ryan *et al*., 1988; McHugh *et al*., 2003) y para conocer la probabilidad de que un árbol sea colonizado por dife-

rentes géneros de descortezadores (Bradley y Tueller, 2001). La estructura del modelo logístico usado fue:

$$\pi(x_i) = \exp(f(x_i))/(1 + \exp(f(x_i))) \quad ...(2)$$

donde $\pi(x_i)$ es la proporción de galerías construidas por el género *Ips* con respecto a todos los géneros encontrados en las muestras de corteza (*Ips* + *Hylurgops* + *Hylastes* + *Pityophthorus* + barrenadores de madera); exp es la base de los logaritmos naturales y el módulo lineal asociado es:

$$f(x_i) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + ... + \beta_q x_q \quad ...(3)$$

donde: β_i son los coeficientes de regresión y x_i corresponden a las características de los árboles diámetro, altura total, altura de quemado del fuste, nivel de daño en la copa, longitud de copa antes del incendio y longitud de copa viva. Primero se desarrolló un modelo de regresión logística simple, incluyendo únicamente el diámetro como variable independiente. Posteriormente se agregó al modelo el nivel de daño en la copa y finalmente se le incluyeron las variables de longitud de copa viva y la altura de quemado del fuste.

RESULTADOS

Los valores promedio de las variables consideradas en los 35 árboles de *Pinus montezumae* evaluados, se presentan en la tabla 1. La mayoría de los árboles (71,4%) se ubicó en la clase 1 del nivel de daño en la copa, ya que no presentaba daño al follaje, pero sí en el tronco. Aunque la proporción de árboles en las clases 2, 3 y 4 fue relativamente baja (<10%), 20% de los árboles muestreados alcanzó la clase 5 (Figura 1).

Los patrones de las galerías grabadas en las muestras de corteza indicaron la presencia de los escolítidos de los géneros *Ips*, *Hylurgops*, *Hylastes* y *Pityophthorus*, así como de barrenadores de madera de las familias Buprestidae y Cerambycidae. En la figura 2 se observa que en los árboles de menor diámetro (< 30 cm) las galerías correspondientes al género *Ips* ocupan más del 95%, valor que disminuye gradualmente conforme aumenta el diámetro del árbol, dando paso sobre todo a las galerías de los barrenadores de madera. Las galerías de *Hylastes*, *Hylurgops* y *Pityophthorus* fueron escasas, pero la abundancia de *Hylurgops* se incrementa con la clase diamétrica. Las galerías de *Hylastes* sólo estuvieron presentes cuando hubo galerías de *Pityophthorus*.

Tabla 1. Características promedio de los árboles evaluados.

Variabl e	Promedio	Varianza
Diámetro a la altura del pecho (1.3m) (cm)	36,7	68,5
Altura total (m)	25,7	11,9
Altura de quemado del fuste (m)	7,3	13,8
Longitud de copa antes del incendio (m)	8,4	7,9
Longitud de copa viva (m)	6,1	21,1

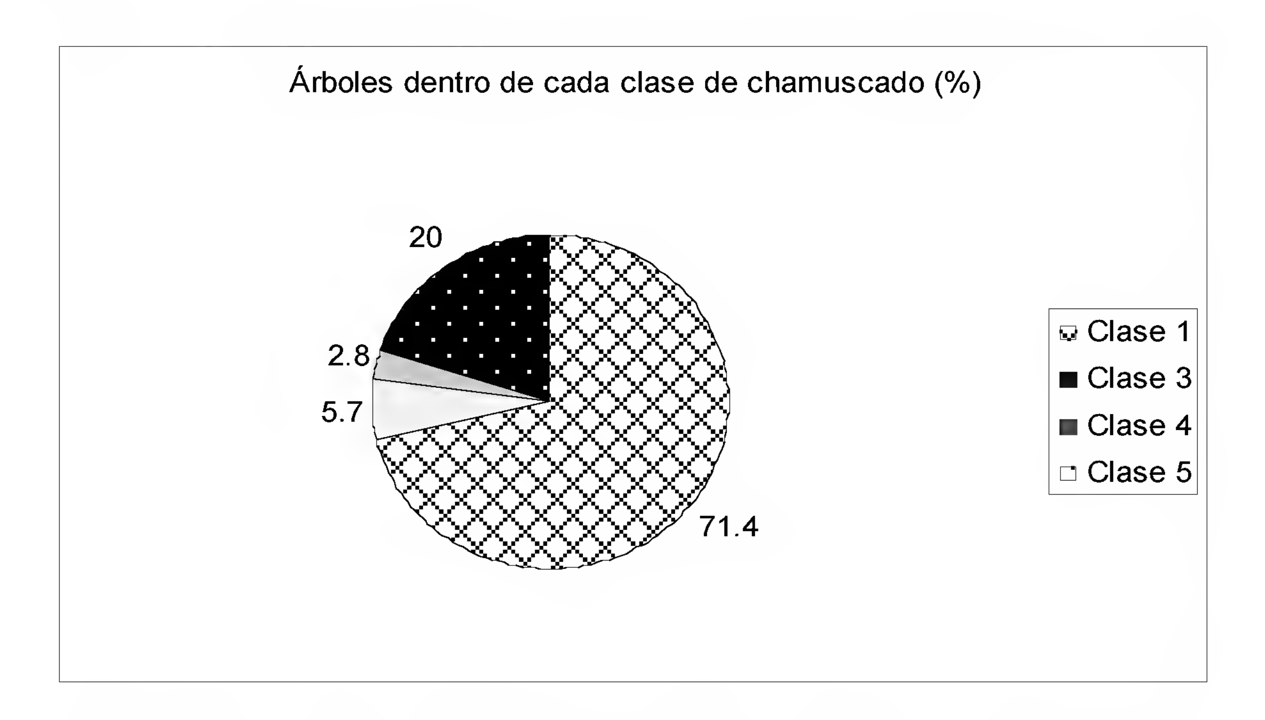


Figura 1. Porcentaje de árboles en cada clase de chamuscado de copa

El módulo lineal inicialmente usado para analizar el comportamiento de las proporciones de galerías en relación con el nivel de daño en la copa se definió como:

$$f(x_i) = \beta_0 + \beta_{2,1} I_1 + \beta_{2,3} I_3 + \beta_{2,4} I_4 \quad ...(4)$$

donde: I_1 es una variable indicadora que toma el valor de 1 si la clase de chamuscado I aparece, y el valor de 0 de lo contrario. I_1 corresponde a la clase 1 de chamuscado de copa, I_3 corresponde a la clase 3, I_4 a la clase 4, y el valor de la clase 5 está considerado en el intercepto. La clase de chamuscado de copa fue la primera variable introducida debido a que el estudio está enfocado principalmente a estudiar la relación entre el daño por fuego y el ataque de descortezadores. Los resultados sugieren que la proporción de *Ips* cambia estadísticamente con el daño por fuego (Tabla 2).

La figura 2 sugiere que el diámetro también está relacionado con la abundancia de *Ips*. Para evaluar dicha relación se desarrolló el siguiente modelo de regresión logística simple con el diámetro como variable independiente, en donde (5):

$$f(x_i) = b_0 + b_1 \mathrm{D_i} \quad ...(5)$$

donde D_i es el diámetro del árbol en cm.

Tabla 2. Coeficientes de regresión y sus estadísticos para el modelo que incluye clases de chamuscado de copa

Parámetro	Variable Independiente	Valor estimado	Error del parámetro	Valor de rechazo
β_o	Intercepto (I_5)	-0,1004	0,0594	0,0912
$\beta_{2,1}$	Clase 1 (I_1)	-0,1090	0,0740	0,1409
$\beta_{2,3}$	Clase 3 (I_3)	-1,7279	0,2680	<0,0001
$\beta_{2,4}$	Clase 4 (I_4)	-0,9709	0,3198	0,0024

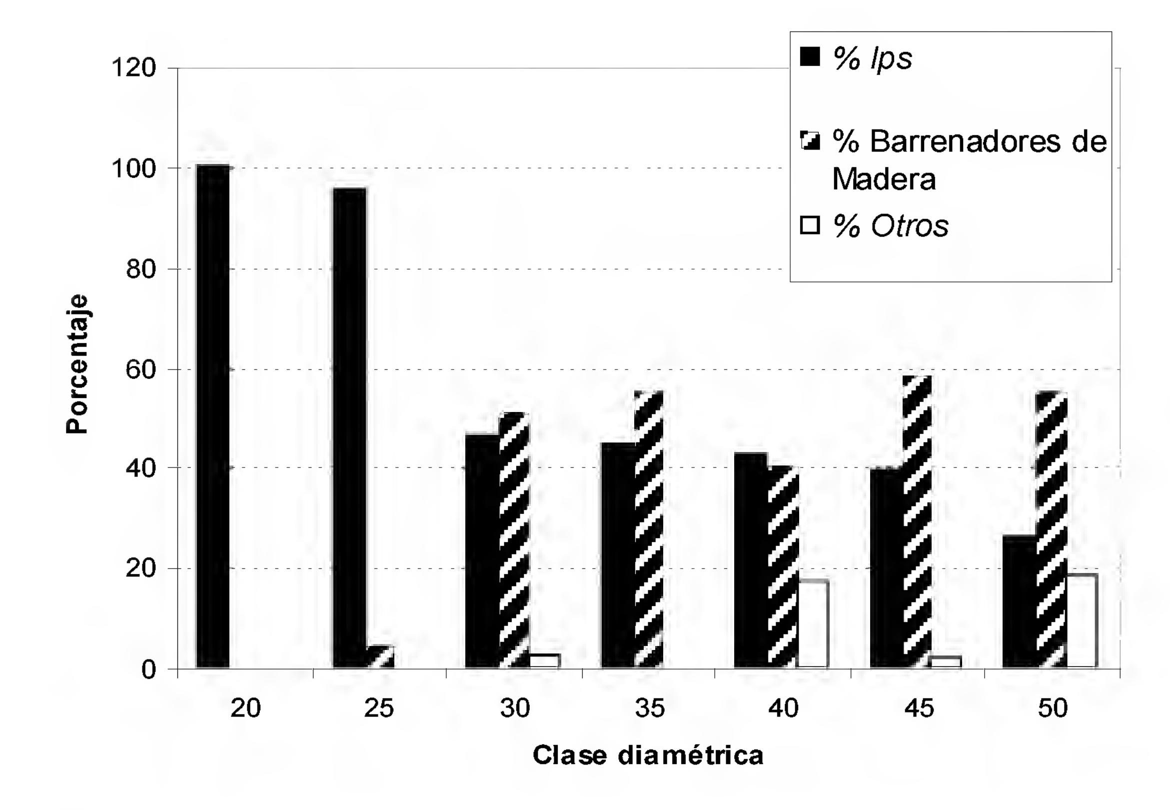


Figura 2. Porcentaje de galerías encontradas en las muestras de corteza, en árboles de *Pinus montezumae* de diferente diámetro.

Los resultados (Tabla 3) muestran que el tamaño del árbol (diámetro) es también una variable independiente significativa para el modelo de la abundancia de *Ips*.

Los modelos 4 y 5 se combinaron en una sola estructura que incluyó tanto las clases de chamuscado de copa como el tamaño del árbol, quedando de la forma (6):

$$f(x_i) = \beta_0 + \beta_1 D_i + \beta_{2,1} I_1 + \beta_{2,3} I_3 + \beta_{2,4} I_4 \quad (6)$$

En este caso sólo las clases de chamuscado 3 y 5 son altamente significativas, mientras que las clases 1 y 4 no lo son (Tabla 4).

Al graficar los coeficientes de regresión, se confirma que la proporción de galerías de *Ips* disminuye conforme aumenta el diámetro de los árboles (Figura 3), con una tendencia similar para las diferentes clases de chamuscado de copa.

Tabla 3. Coeficientes de regresión y sus estadísticos para el modelo que incluye diámetro.

Parámetro	Variable independiente	Valor estimado	Error del parámetro	Valor de rechazo
β_0	Intercepto	1,7551	0,2056	<0,0001
β_1	Diámetro	-0,0532	0,0054	<0,0001

Tabla 4. Coeficientes de regresión y sus estadísticos para el modelo que incluye el diámetro y las clases de chamuscado de copa como variables independientes.

Parámetro	Variable independiente	Estimado	Error del parámetro	Valor de rechazo
β_o	Intercepto (I_5)	1,6223	0,2170	<0,0001
β_1	Diámetro (D)	-0,0467	0,0057	<0,0001
$\beta_{2,1}$	Clase 1 (I_1)	-0,1098	0,0747	0,1415
$\beta_{2,3}$	Clase 3 (I_3)	-1,4262	0,2707	<0,0001
$\beta_{2,4}$	Clase 4 (I_4)	-0,3592	0,3284	0,2740

Sin embargo, el mejor modelo para la predicción de galerías construidas por *Ips*, incluyó a todas las variables independientes consideradas: diámetro, clase de chamuscado de copa, altura de chamuscado del fuste y longitud de copa viva (Tabla 5), quedando el módulo lineal de la siguiente forma (7):

$$f(x_i) = \beta_0 + \beta_1 D_i + \beta_{2,1} I_1 + \beta_{2,3} I_3 + \beta_{2,4} I_4 + \beta_3 A_i + \beta_4 L_i \quad (7)$$

donde: A_i es la altura de chamuscado del fuste y L_i es la longitud de copa viva. Cuando se incluyeron otras variables representativas del daño por incendio al árbol, tanto la clase 1 como la clase 4 de chamuscado de copa entraron significativamente al modelo.

El modelo mejora su ajuste al incluir la altura de quemado del fuste y la longitud de copa viva. Asimismo, nos sugiere que al aumentar la altura de

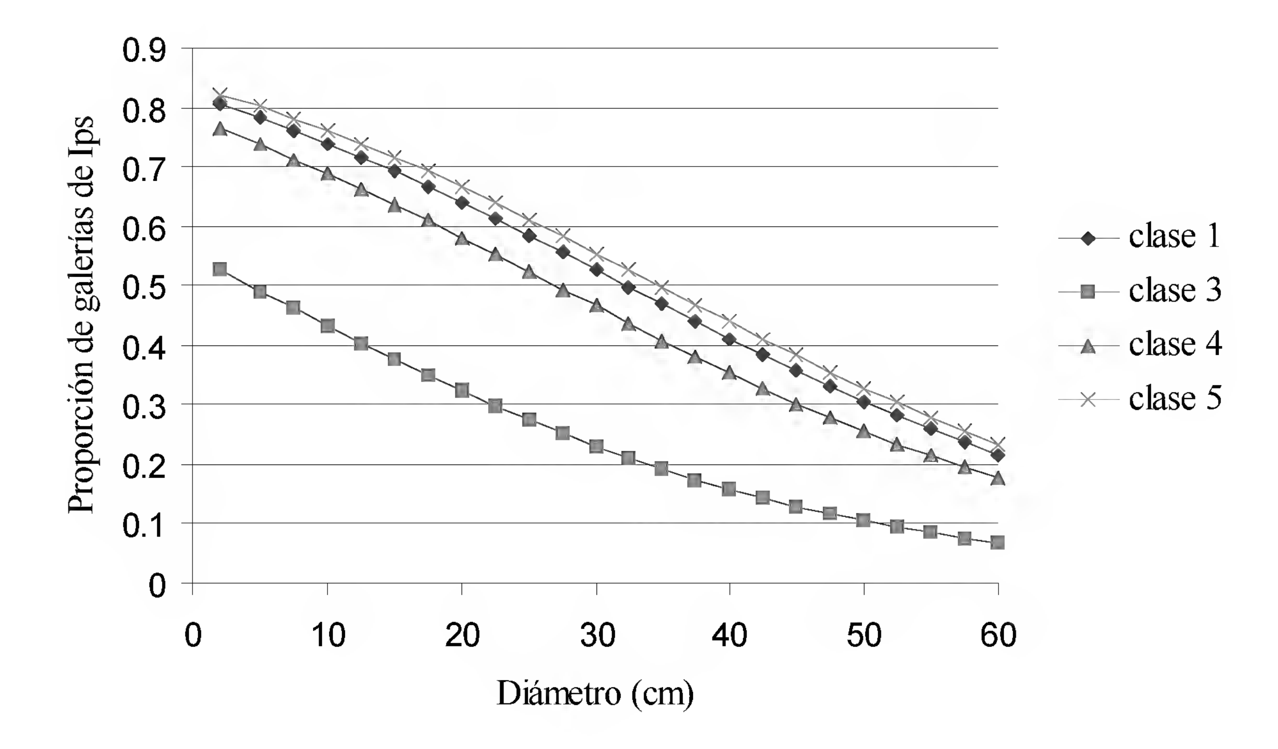


Figura 3. Representación teórica de las galerías elaboradas por *Ips* con relación al diámetro de los árboles y las clases de chamuscado.

Tabla 5. Coeficientes de regresión y sus estadísticos para el modelo de regresión logística completo.

Parámetro	Variable independiente	Estimado	Error del parámetro	Valor de rechazo
β_o	Intercepto (I_5)	2,2306	0,2496	<0,0001
β_1	Diámetro (D)	-0,0471	0,0068	<0,0001
$\beta_{2,1}$	Clase 1 (I_1)	-0,7015	0,1374	<0,0001
$\beta_{2,3}$	Clase 3 (I_3)	-2,1082	0,2941	<0,0001
$\beta_{2,4}$	Clase 4 (I_4)	-0,9120	0,3408	0,0075
β_3	Altura de chamuscado del fuste (A)	-0,0582	0,0121	<0,0001
β_4	Long, copa viva (L)	0,0637	0,0138	<0,0001

quemado del fuste, disminuye la proporción de galerías de *Ips*, mientras que al incrementarse la longitud de la copa viva, también aumenta la proporción de galerías de *Ips*.

DISCUSIÓN

Pinus montezumae es una especie que se considera ampliamente adaptada al fuego, por poseer características tales como: un estado cespitoso, corteza gruesa en árboles adultos, capacidad de rebrote y autopoda (Rodríguez y Fulé, 2003). De los 35 árboles observados en este estudio, sólo el 23% estaban muertos 14 meses después del incendio, aunque se espera que la mortalidad se incremente en los siguientes años. Ryan *et al.* (1988) encontraron que ocho años después de un incendio había muerto 50% de los árboles de *Pseudotsuga menziesii* afectados, la cual también es una especie relativamente adaptada al fuego por poseer corteza gruesa (Peterson y Arbaugh, 1986).

Se ha señalado que *Ips* y los barrenadores de madera son atraídos por árboles debilitados por diferentes causas (Zhang *et al.*, 1992; Bradley y Tueller, 2001; Saint-Germain *et al.*, 2004). En este caso, los orificios de entrada de los insectos se observaron sólo en la parte del fuste que presentaba chamuscado, al igual que lo reportado por Santoro *et al.* (2001), quienes encontraron que los árboles que no presentaban daño visible en la copa, fueron atacados por descortezadores del género *Ips* en la región quemada de la parte baja del tronco. Mientras que el género *Dendroctonus* presenta un comportamiento contrario, Safranyik *et al.* (2001), encontraron ataques de *D. ponderosae* sólo en la corteza que no mostraba evidencia de quemado. Los géneros *Hylurgops* e *Hylastes* son reportados más bien en la base de árboles adultos recién muertos o moribundos o para tocones. Mientras que algunas especies de *Pityophthorus* los acompañan y otras se ubican preferentemente en ramillas o en fustes muy delgados (Cibrián *et al.*, 1995), las gale-

rías de *Pityophthorus* fueron escasas y sólo estuvieron presentes cuando se encontraban galerías de los dos géneros anteriores.

Bradley y Tueller (2001) desarrollaron un modelo para predecir la presencia de *Ips* en árboles dañados por fuego y entre las variables que resultaron significativas mencionan el chamuscado de copa, la altura de chamuscado del fuste y el diámetro a la altura del pecho, variables que también fueron significativas en este estudio, además de la longitud de la copa viva. Los autores encontraron que la probabilidad de que un árbol de 13 cm de diámetro sea atacado por *Ips*, es 27,3 veces mayor que en un árbol de 38 cm. De la misma forma, Steed y Wagner (2004) encontraron que *Ips pini* prefiere ramas y troncos de *Pinus ponderosa* derribados durante aclareos y con diámetro de 15 cm. En el presente estudio se encontró también una preferencia de *Ips* hacia diámetros pequeños. Por ejemplo, en un árbol de 20 cm de diámetro, la proporción de galerías de *Ips* correspondió a 67% y disminuyó a 29% en un árbol de 50 cm de diámetro. Por el contrario, los barrenadores de madera incrementan su presencia en los árboles con diámetros mayores (a partir de la categoría diamétrica de 30 cm), lo cual se explica por el mayor volumen de madera que requieren debido a su tamaño relativamente grande, tanto para ovipositar como para alimentarse. Se ha reportado que en zonas afectadas por incendios los cerambícidos emergen de los árboles de mayor diámetro, debido a que el grosor del floema y la corteza son mayores en esos árboles (Reid y Glubish, 2001; Saint-Germain *et al*., 2004).

El nivel de daño en la copa es una de las variables más importantes tanto para predecir la mortalidad de árboles dañados por fuego (Peterson y Arbaugh, 1986; Ryan *et al.*,1988), como para conocer la probabilidad de infestación por insectos descortezadores. Bradley y Tueller (2001) encontraron que para *Ips* esta probabilidad se incrementa en 241%, al aumentar de 5 a 50% el chamuscado de copa. En el presente estudio, la proporción de galerías construidas por *Ips* en un árbol de 40 cm de diámetro varía poco (3%) al pasar de la clase 1 a la clase 5 de nivel de daño en la copa. Sin embargo, en la clase 3 esta proporción de galerías disminuye a 25%, lo que muestra que esa clase fue la preferida por los barrenadores de madera y los otros géneros de escolítidos. Esto coincide con lo reportado por Kelsey y Joseph (2003), quienes encontraron que *Hylurgops porosus* (Scolytidae) y *Spondylis upiformis* (Cerambycidae) prefieren árboles de *Pinus ponderosa* con 100% de la copa chamuscada, ya que son estos árboles los que muestran un incremento en la concentración de etanol tanto en floema como albura, después de ser dañados por un incendio.

Para predecir la presencia de *Ips* en árboles dañados por fuego, Bradley y Tueller (2001) encontraron que la altura de chamuscado del fuste fue una variable significativa en el modelo de regresión logística. Por ejemplo, la probabilidad de que un árbol se infeste se incrementa 312% al aumentar de 0,1 a 1,5 m esta altura. En el presente estudio se encontró que la proporción de galerías construidas por *Ips* disminuye conforme aumenta la altura de chamuscado. Por ejemplo, para un árbol de 40 cm de diámetro y en la clase de chamuscado de copa 1, la proporción disminuye de 46% a 29% al aumentar de 2 a 15 m la altura de chamuscado del fuste. Se asume que al aumentar la altura de chamuscado se incrementa el área de vida de los barrenadores y éstos son más competitivos que *Ips*.

De acuerdo con Santoro *et al*. (2001) y Saint-Germain *et al*. (2004), la concen-

tración de insectos en árboles dañados por incendios representa un peligro potencial de infestación a las áreas adyacentes, sobre todo por especies de descortezadores que en situaciones de altas densidades de población pueden colonizar árboles sanos, aunque por lo general se les considere como plagas secundarias. En el caso de este estudio, lo anterior sería aplicable al género *Ips*, cuya presencia fue constante en árboles de todas las categorías diamétricas observadas. El cual, como otros escolítidos, busca nuevos hospedantes cuando aumenta la competencia por espacio. Raffa y Berryman (1983), reportan que en árboles dañados por incendio la competencia se da aún a bajas densidades de población.

CONCLUSIONES

En el área existe relación entre las evidencias externas del daño por fuego y la colonización por descortezadores secundarios y barrenadores de madera.

La proporción de galerías de *Ips* disminuye cuando aumentan el diámetro del árbol y la altura de chamuscado del fuste y se incrementa con la longitud de la copa viva.

Los barrenadores de madera tienen preferencia por árboles con la copa chamuscada en su totalidad, pero con yemas terminales vivas, así como por categorías diamétricas de 30 cm y mayores.

Por lo anterior se recomienda que en el manejo de los árboles chamuscados, se remuevan los árboles que presentan nivel 3 de chamuscado de la copa. Por ser los que más atraen tanto a los barrenadores como a los descortezadores, así como los que quedan en los niveles 4 y 5 por estar muertos o a punto de morir.

AGRADECIMIENTOS

Al ingeniero Rolando Galán Larrea, al técnico Erasmo Jarillo y al director técnico de la Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal (UCODEFO) No. 1 de Tulancigo, Hidalgo. Al ingeniero Miguel Molina Cardosa, por el gran apoyo brindado en todas las actividades en campo.

LITERATURA CITADA

Agresti, A. 2002. Categorical Data Analysis. 2nd ed. Wiley, John & Sons, inc. Nueva York-Toronto. Pp: 79-129.

Allison, J. D., J. H. Borden, R. L. McIntosh, P. De Groot y R. Gries. 2001. Kairomonal response by four *Mono - chamus* species (Coleoptera: Cerambycidae) to bark pheromones. Journal of Chemical Ecology 27(4): 633-646

Bradley, T. y P. Tueller. 2001. Effects of fire on bark beetle presence on jeffrey pine in the Lake Tahoe Basin. Forest Ecology and Management 142 (1/3): 148-153.

Cibrián, T. D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates III y J. Flores L. 1995. Insectos Forestales de México/Forest Insects of México. Universidad Autónoma Chapingo. SARH Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre México. USDA Forest Service, Natural Resources Canada. Comisión Forestal de América del Norte FAO. Pub. N. 6. 453 p.

Comisión Nacional Forestal. 2003. Estadísticas de incendios forestales. Reporte técnico.

Dodds, K. J., C. Graber y F. M. Stephen. 2001. Facultative Intraguild Predation by Larval Cerambycidae (Cole-

optera) on bark beetle larvae (Coleoptera:Scolytidae). Environmental Entomology 30 (1): 17-22

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarla a las condiciones de la República Mexicana). 4ª ed. México, D.F. Pp. 120-121.

González, R. A. y D. A. Rodríguez T. 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México. Agrociencia 38: 537-544.

Kelsey, R. G. y G. Joseph. 2003. Ethanol in ponderosa pine as an indicator of physiological injury from fire and its relationship to secondary beetles. Canadian Journal of Forest Research 33(5): 870-884.

Marroquín-Sosa, M. M. 2005. Insectos descortezadores asociados a árboles dañados por incendios. Memoria para acreditar la residencia profesional. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 29. Xocoyucan, Tlaxcala. 24 p.

McHugh, C., T. E. Kolb y J. L. Wilson. 2003. Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. Environmental Entomology 32(3): 510-522.

Miller, J. M. y J. E. Patterson. 1927. Preliminary studies on the relation of fire injury to bark beetle attack in western yellow pine. Journal of Agricultural Research 31(7): 597-613.

Pérez, Ch. R. 1981. Los incendios forestales como vectores de las plagas del bosque. Revista Ciencia Forestal 29(6): 17-30.

Peterson, D. L. y M. J. Arbaugh. 1986. Postfire survival in Douglas-fir and lodgepole pine: comparing the effects of crown and bole damage. Canadian Journal of Forest Research 16: 1175-1179.

Raffa, K. F. y A. A. Berryman. 1983. The role of host plant resistance in the colonization behavior and ecology of bark beetle (Coleoptera: Scolytidae). Ecological Monographs 53: 27-49.

Ryan, K. C., D. L. Peterson y E. D. Reinhardt. 1988. Modeling long-term fire-caused mortality of Douglas-fir. Forest Science 34: 190-199.

Reid, M. L., y S. S. Glubish. 2001. Tree size and growth history predict breeding densities of Douglas-fir beetles in fallen trees. Canadian Entomology 133: 697-704.

Rodríguez, T. D. A. y P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. International Journal of Windland Fire 12: 23-37

Safranyik, L., D. A. Linton, T. L. Shore y B. C. Hawkes. 2001. The effects of prescribed burning on mountain pine beetle in lodgepole pine. Information report BC-X-391 Natural Resources Council, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre. Victoria, British Columbia. 9 p.

Saint-Germain, M., P. Drapeau y Ch. Hébert. 2004. Xilophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. Canadian Journal of Forest Research 34: 677-685

Santoro, A. E., M. J. Lombardero, M. P. Ayres y J. J. Ruel. 2001. Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest. Forest

Ecology and Management 144(1/3): 245-254.

Steed, B. E. y M. R. Wagner. 2004. Importance of log size on host selection and reproductive success of *Ips pini* (Coleoptera:Scolytidae) in Ponderosa pine slash of Northern Arizona and Western Montana. Journal of Economic Entomology 97(2): 436-450

Wallin, K. F., T. E. Kolb, K. R. Skov y M. R. Wagner. 2003. Effects of Crown Scorch on Ponderosa Pine Resistance to Bark Beetles in Northern Arizona. Environmental Entomology 32 (3): 652-661.

Zach, P. 1997. Jewel beetles (Coleoptera, Buprestidae) in pheromone traps set for *Ips typographus*. Biologia Bratislava 52(2): 303-307

Zhang, Q. H., J. A. Byers y F. Schlyter. 1992. Optimal attack density in the larch bark beetle, *Ips cembrae* (Coleoptera:Scolytidae). Journal of Applied Ecology 29: 672-678.

Manuscrito recibido el 27 de septiembre de 2006
Aceptado el 11 de junio de 2007

Este documento debe citarse como:
Fonseca González, J., H. M. de los Santos Posadas, C. Llanderal-Cázares, D. Cibrián-Tovar, D. A. Rodríguez-Trejo y J. Vargas-Hernández. 2008. *Ips* e insectos barrenadores en árboles de *Pinus montezumae* dañados por incendios forestales. *Madera y Bosques* 14(1):69-80.

ARTICULO DE INVESTIGACIÓN

Anatomía de la madera de cinco especies de la familia Rosaceae

Wood anatomy of five specie of the Rosaceae family

Carmen de la Paz Pérez Olvera[1], Mariana Mendoza Aguirre[1], Jacqueline Ceja Romero[1] y Leticia Pacheco[1]

RESUMEN

Se presenta la descripción anatómica, de tipo macroscópica y microscópica de la madera de cinco especies de frutales que pertenecen a la familia Rosaceae. Las especies recolectadas fueron: *Crataegus mexicana* Moc & Sessé ex DC. (tejocote), *Pyrus communis* L. (pera), *Pyrus malus* L. (manzana) subfamilia Maloideae, *Prunus armeniaca* L. (chabacano) y *Prunus domestica* L. (ciruela) subfamilia Prunoideae. La colecta se hizo en el estado de Puebla, en el municipio de San Felipe Teotlalcingo. Se muestreó un ejemplar por especie. Para el estudio macroscópico se usaron muestras de 15 x 7 x 1 cm y para el microscópico se hicieron laminillas fijas de cortes y de material disociado. Se obtuvieron tablillas y cortes de los tres planos de la madera que son el transversal, tangencial y radial. A los elementos mensurables se les hizo un análisis estadístico univariado y se clasificaron con base en la media. La madera de las cinco especies presentó características macroscópicas y microscópicas semejantes, aunque hubo diferencias entre las especies de la misma subfamilia y más notables entre las dos subfamilias. El propósito del estudio fue proponer el uso de su madera, ya que generalmente la madera de estos árboles frutales no se aprovecha cuando se derriban una vez que han dejado de ser productivos.

PALABRAS CLAVE:
Anatomía, frutales, madera, Puebla, Rosaceae.

ABSTRACT

The macroscopic and microscopic anatomical description of the wood of five fruit species of the Rosaceae family is described. Species of *Crataegus mexicana* Moc & Sessé ex DC. (Hawthorn), *Pyrus communis* L. (Pear), *Pyrus malus* L. (Apple) Maloideae subfamily, *Prunus armeniaca* L. (Peach) and *Prunus domestica* L. (Plum) Prunoideae subfamily were collected. The state of Puebla, Municipality of San Felipe Teotlalcingo was the collection site. One tree by species was recollected. The macroscopic study was made in wood samples of 15 x 7 x 1 cm and the microscopic study this was made by using slides of dissociated material and cuts from a cube. Samples of wood and slides showed the three typical planes of wood, namely, transverse cross section, tangential and radial. A univariate statistic analysis was performed to the quantitative elements, which were classified according to their average. The five wood species showed similar macroscopic and microscopic characteristics between subfamily, although there were differences between species of the same subfamily, these were stronger between both subfamilies. The purpose of the study was to suggest possible end uses for the wood of fruits trees, since generally speaking this is not used once the trees are no longer productive.

KEY WORDS:
Wood anatomy, fruits trees, Puebla, Rosaceae.

1 Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Departamento de Biología, Av. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CP 09340 México, D.F. cppo@xanum.uam.mx

INTRODUCCIÓN

La familia Rosaceae incluye desde hierbas y arbustos hasta árboles de tallas medianas y grandes. Se consideran unos 100 géneros y más de 2000 especies representadas en todo el mundo con la mayor diversidad en China (Zhang y Baas, 1992, Zhang *et al.,* 1992, Calderón, 2001). Muchos géneros de la familia tienen importancia como frutales, ornamentales y como recurso maderable. En México con importancia frutal están los géneros *Crataegus*, *Pyrus* (Subfamilia Maloideae) y *Prunus* (Subfamilia Prunoideae).

En varias regiones del país existen plantaciones de frutales, lo que aumenta el valor de su madera, ya que al tener un manejo silvícola algunas propiedades de la madera se resaltan, como son el ancho de los anillos. Esta característica por sí sola aumenta el valor estético y tecnológico de la madera, principalmente las que presentan porosidad anular o semicircular (Kollman y Coté, 1978; Desch, 1991). Las plantaciones frutales en México son abundantes en climas templado y tropical. Sin embargo, la madera de la mayoría de las especies no se aprovecha al término de su ciclo frutal y en el mejor de los casos se utiliza como leña, desaprovechando este valioso recurso forestal maderable (Borja *et al.,* 1997; Mendoza y de la Paz Pérez, 2005). El desconocimiento de las propiedades de la madera,así como la apertura de un mercado limita su utilización. Es necesario implementar un adecuado plan de manejo que incluya el interés por utilizarlas.

Para México se han publicado algunos trabajos donde se resaltan las características anatómicas de la madera de árboles con importancia como frutales. Huerta y Becerra (1976), hicieron un estudio sobre la características anatómicas y físicas de 17 maderas del estado de Campeche, donde incluyen a *Manilkara zapota* (chicozapote, Sapotaceae). Destacan su uso maderable en poca escala y la recomiendan con base en su anatomía, para artículos torneados y decoración de interiores. Si también se consideran las propiedades físicas, se pueden usar en pisos, chumaceras, lanzaderas, construcciones navales y partes de instrumentos musicales.

Barajas (1980) estudió la anatomía de la madera de 10 especies de un bosque templado caducifolio cercano a Xalapa, Veracruz. Incluye a *Crataegus mexicana* (tejocote, Rosaceae), *Prunus serotina* (capulín, Rosaceae), *Persea americana* (aguacate, Lauraceae) y *Psidium guajava* (guayaba, Myrtaceae), donde recalca la importancia de ampliar este tipo de estudios que den información biológica y ecológica que permitan fomentar plantaciones y hacer un uso racional de las especies. Guridi (1980), al tratar sobre las artesanías de madera del estado de Michoacán, incluye a *Mangifera indica* (mango, Anacardiaceae) y a *Persea americana* (aguacate, Lauraceae). Sin embargo, para la primera menciona que únicamente se utilizan las ramas provenientes de podas, para elaborar medallones y para madera ensamblada. Sugiere que con base en sus características anatómicas se amplíe su uso para figuras talladas a mano. Para el aguacate, dada la gran producción en Uruapan, los artesanos utilizan la madera para fondos y costillas de guitarras comerciales, en fruta tallada y pintada y como sustituto de *Alnus arguta* (aile, Betulaceae) resaltando entre otras características que no se raja. El aile es una madera altamente apreciada por los artesanos en la elaboración de las típicas bateas negras y decoradas con hoja de oro.

De la Paz Pérez *et al.* (1982) en un estudio que realizaron de 26 angios-

permas recolectadas en bosques de clima templado de varios estados de la República Mexicana, incluyen a *Prunus brachybotrya* (cerezo montés, Rosaceae) y *P. rhamnoides* (coralillo, Rosaceae) y con base en las características de la madera sugieren usos donde destaque su belleza. A *P. brachybotrya* la sugieren como sustituto de *Cedrela odorata* (cedro rojo, Meliaceae), principalmente por su veteado, textura e hilo. Rogel (1982) incluye a *Persea americana* (aguacate, Lauraceae) la cual se recolectó en un bosque mesófilo de montaña en el estado de Guerrero y la sugiere en usos donde se manifiesten sus excelentes características estéticas.

Borja *et al.* (1997) estudiaron algunas características tecnológicas de la madera del género *Crataegus* de San Miguel Tlaixpan, México, resaltando su valor como leña por su alto valor calorífico, liberación gradual de energía y por el poco humo que desprende. Además, mencionan algunos usos locales en artículos de labranza basados en su densidad.

Tenango *et al.* (2004) dan a conocer las características de seis especies recolectadas en un huerto familiar del estado de Morelos: *Annona cherimola* (chirimoya, Annonaceae), *Citrus sinensis* (naranjo, Rutaceae), *Ficus carica* (higuera, Moraceae), *Prunus persica* (durazno, Rosaceae), *Prunus serotina* spp. *capuli* (capulín, Rosaceae) y *Psidium guajava* (guayaba, Mirtaceae), destacando sus excelentes características anatómicas y con base en éstas, sugieren usos en artesanías, juguetes, artículos decorativos, artículos torneados y escultura.

Mendoza y de la Paz Pérez (2005), con base en la anatomía de la madera sugieren el uso de la madera de cinco especies de la familia Rosaceae provenientes de Puebla.

Es conveniente señalar que en países como EUA, Canadá, y algunos europeos y asiáticos, la madera de varias especies de *Pyrus* y *Prunus* tiene usos muy especiales por las características estéticas y microscópicas (Kribs, 1968; Rendle, 1969; Jane, 1970; Panshin y de Zeeuw, 1970).

OBJETIVO

Con el fin de contribuir a un aprovechamiento integral de los árboles frutales se plantea como objetivo conocer las propiedades anatómicas de la madera de cinco especies de la familia Rosaceae, recolectadas en una plantación del estado de Puebla que fueron *Crataegus mexicana* Moc & Sessé ex DC. (tejocote), *Pyrus communis* L. (pera), *Pyrus malus* L. (manzana) subfamilia Maloideae, *Prunus armeniaca* L. (chabacano) y *Prunus domestica* L. (ciruela) subfamilia Prunoideae, para que una vez que haya concluido su ciclo frutal, su madera pueda ser aprovechada incorporándose al mercado nacional.

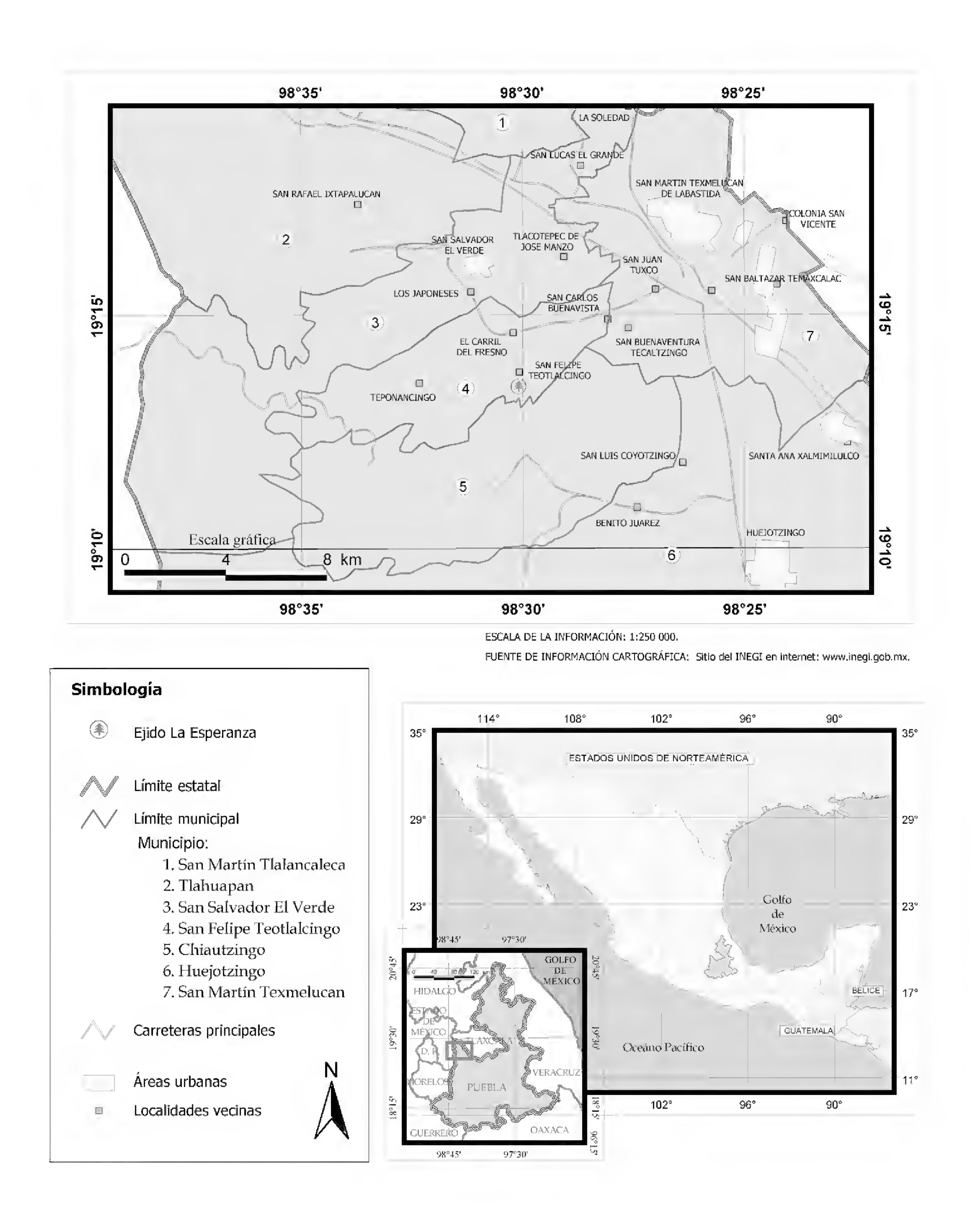


Figura 1. Ubicación del sitio de recolección.

MATERIAL Y MÉTODOS

La madera de las especies se obtuvo de cinco árboles recolectados en una plantación de árboles frutales, en el municipio de San Felipe Teotlalcingo, Puebla (Fig. 1). Se cortaron cubos de 2 x 2 cm, los que se ablandaron a ebullición en agua destilada entre 8 a 10 horas. De ellos se obtuvieron cortes de 15 a 20 μm de grosor, en los planos transversal, tangencial y radial.

Los cortes se tiñeron con safranina-verde rápido durante dos minutos, se lavaron con agua destilada y se deshidrataron en alcoholes al 30%, 50%, 70%, 96% y 100%, realizándose dos cambios de cinco minutos en cada uno. Posteriormente se colocaron en xilol y finalmente se montaron con resina sintética.

De los cubos se cortaron pequeñas virutas, las cuales se colocaron en tubos de ensaye agregándoles solución de Jeffrey (Johansen, 1940). Posteriormente, el material se lavó con agua destilada, hasta eliminar la solución y se tiñó con pardo de Bismarck para hacer preparaciones fijas que se montaron con gelatina glicerinada.

A los elementos mensurables se les hizo un análisis univariado y se clasificaron con base en la media de acuerdo con Chattaway (1932) y IAWA Committee (1937, 1939). Las descripciones microscópicas se hicieron de acuerdo con IAWA Committee (1964, 1989). Para la descripción de los radios también se consideró lo que propone Kribs (1968).

Para describir las características macroscópicas se obtuvieron tablillas de 15 x 7 x 1 cm y se determinaron usando las tablas de clasificación de Tortorelli (1956) y para el color las tablas de Munsell Color (1990). Para cada especie se describió: el color, el olor, el sabor, el brillo, el veteado, la textura, el hilo y la visibilidad de los anillos de crecimiento. De acuerdo con el estudio realizado se sugieren usos para la madera.

Los nombres comunes y las características botánicas se dieron según Bailey (1949), Font Quer (1982), Moreno (1984), Martínez (1989), Martínez (1994) y García (2002). Las muestras de madera se registraron en la Xiloteca UAMIZ y los ejemplares de respaldo se depositaron en el Herbario Metropolitano UAMIZ Dr. Ramón Riba y Nava (Tabla 6).

Sitio de recolección

El municipio de San Felipe Teotlalcingo, Puebla, se localiza entre las coordenadas 19º 14' de latitud Norte y 98º 30' de longitud Oeste, en la Provincia Fisiográfica Eje Neovalcánico, Subprovincia Sierras Orientales. El clima es templado subhúmedo con abundantes lluvias en verano (Cw), la temperatura media anual es de 22 ºC, la precipitación media es de 1500 mm y su altitud promedio es de 2420 msnm (INEGI, 2002).

RESULTADOS

Descripción de las especies

1. *Crataegus mexicana* Moc & Sessé ex DC. (Lám. 1)

Subfamilia: Maloideae

Nombre común: Tejocote

Características botánicas (Lám. 1. a-e)

Árbol monoico caducifolio de 8 m de altura, corteza lisa gris claro, hojas simples, alternas, de forma romboide-elípticas o lanceoladas, borde aserrado, ápice agudo y base cuneada, pubescentes. Flores en corimbos terminales de cinco pétalos, blancas o amarillas. Fruto en pomo, redondo, de color naranja.

Características macroscópicas (Lám 1. f-g)

La madera no presenta diferencia de color entre albura y duramen, es amarillo rojizo (5YR 7/6), sin olor ni sabor característicos, el brillo es bajo, el veteado es liso, la textura es fina y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por una hilera de vasos en la madera temprana y por una a tres hileras de fibras en la madera tardía.

Características microscópicas (Tabla 1 y Lám. 1. h-j)

La madera presenta porosidad difusa, la mayoría de los poros son solitarios y pocos son múltiples radiales de 2, son muy numerosos, de contorno oval, de diámetro tangencial pequeño. Los elementos de vaso son medianos, sus paredes presentan punteaduras areoladas alternas, redondas a ovales, la platina de perforación es simple y la pared terminal es oblicua. Algunos presentan gomas. El parénquima axial es apotraqueal difuso agregado. Los radios son pocos, uniseriados, de 8 células de altura y la mayoría son biseriados, numerosos, heterogéneos, muy bajos y finos. Las punteaduras de radio-vaso son semejantes a las intervasculares. Ambos parénquimas presentan gomas y el radial presenta cristales prismáticos. Las fibras son de tipo fibrotraqueida, de longitud corta, de diámetro fino y de pared delgada.

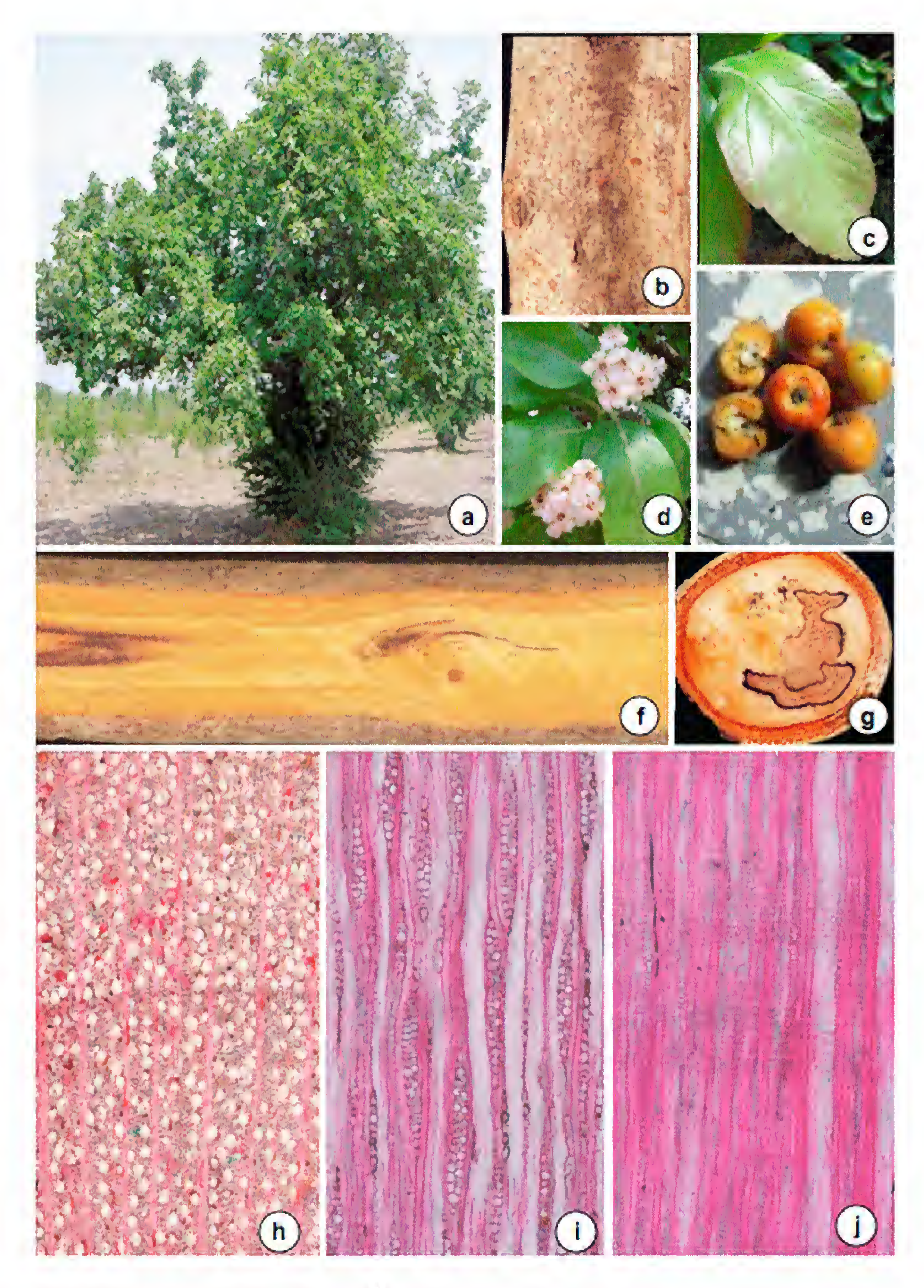


Lámina 1. *Crataegus mexicana* Moc & Sessé ex DC. (tejocote). a. árbol. b. corteza. c. hojas. d. flor. e. fruto. f. tablilla tangencial. g. rodaja. h. corte transversal (5x). i. corte tangencial (10x). j. corte radial (10x).

Tabla 1. Características mensurables de *Crataegus mexicana*

VASOS			FIBRAS		
Poros		Elementos	Fibrotraqueidas		
número/mm^2	diámetro μ m	longitud μ m	longitud μ m	diámetro μ m	grosor de la pared μ m
muy numerosos	pequeño	mediana	corta	fino	delgado
135	30	400	570	10	3
261	70	700	1000	20	7
209	52	504	876	15	5

RADIOS				
número de células de los uniseriados	número de series	número/mm	altura μ m	anchura μ m
	biseriados	numerosos	muy baja	fina
4	1	5	200	20
13	2	8	550	30
8	2	6	320	28

2. *Pyrus communis* L. (Lám. 2)

Subfamilia: Maloideae

Nombre común: Pera

Características botánicas (Lám. 2. a-e)

Árbol monoico caducifolio de 8 m de altura, corteza escamosa castaño grisáceo, hojas simples, alternas, de forma oval, borde finamente aserrado, ápice agudo, base obtusa, glabras. Flores solitarias con cuatro a cinco pétalos de color blanco, con numerosos estambres. Fruto en pomo, ovado, de color verde.

Características macroscópicas (Lám 2. f-g)

La madera no presenta diferencia de color entre albura y duramen, es amarillo rojizo (7.5YR 7/6), sin olor ni sabor característicos, el brillo es bajo, el veteado es liso, la textura es fina y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por una hilera de vasos en la madera temprana y por una a dos hileras de fibras en la madera tardía.

Características microscópicas (Tabla 2 y Lám. 2. h-j)

La madera presenta porosidad difusa, la mayoría de los poros son solitarios y pocos son múltiples radiales de 2 y 3, son muy numerosos, de contorno oval, de diámetro tangencial muy pequeño. Los elementos de vaso son medianos, sus paredes presentan punteaduras areoladas alternas, redondas a ovales, la platina de perforación es simple y la pared terminal es oblicua. Algunos presentan gomas. El parénquima axial es apotraqueal difuso agregado. Los radios son pocos, uniseriados, de 8 células de altura y la mayoría son biseriados, numerosos, homogéneos, muy bajos y finos. Ambos parénquimas presentan gomas. Las punteaduras de radio-vaso son semejantes a las intervasculares. Las fibras son de tipo fibrotraqueida, de longitud corta, de diámetro fino y de pared delgada.

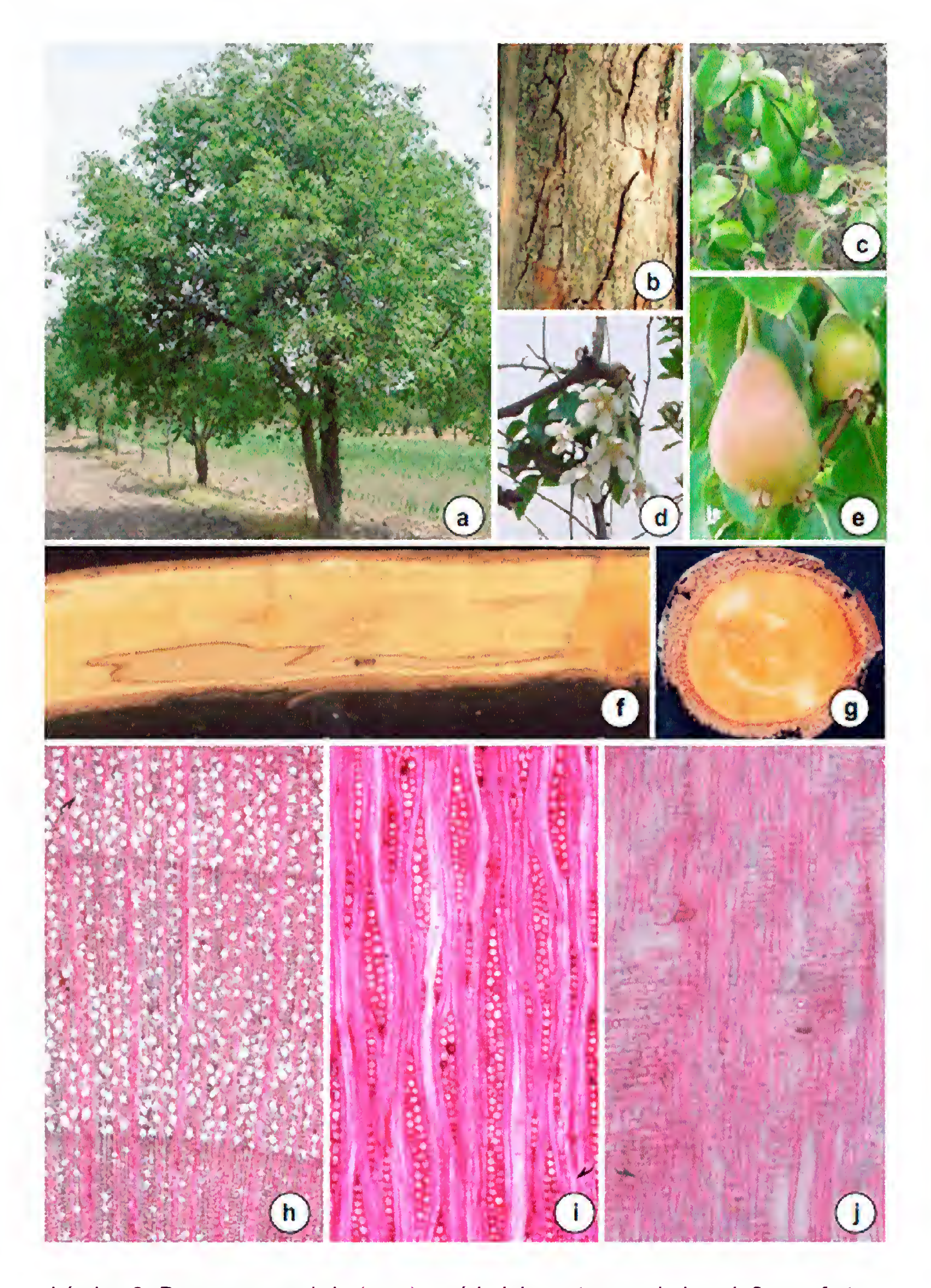


Lámina 2. *Pyrus communis* L. (pera). a. árbol. b. corteza. c. hojas. d. flor. e. fruto. f. tablilla tangencial. g. rodaja. h. corte transversal (5x). i. corte tangencial (10x). j. corte radial (10x).

Tabla 2. Características mensurables de *Pyrus communis*

VASOS			FIBRAS		
Poros		Elementos	Fibrotraqueidas		
número/mm^2	diámetro µ m	longitud µ m	longitud µ m	diámetro µ m	grosor de la pared µ m
muy numerosos	muy pequeño	mediana	corta	fino	delgado
180	30	300	650	10	3
222	60	500	987	20	6
203	42	364	817	13	5

RADIOS				
número de células de los uniseriados	número de series	búmero/mm	altura µ m	anchura µ m
	biseriados	numerosos	muy baja	fina
4	1	5	200	30
16	2	9	470	40
8	2	7	324	36

3. *Pyrus malus* L. (Lám. 3)

Subfamilia: Maloideae

Nombre común: Manzana

Características botánicas (Lám. 3. a-e)

Árbol monoico caducifolio de 6 m de altura, corteza lisa castaño grisáceo, hojas simples, alternas, de forma oval, borde aserrado, ápice agudo, base asimétrica, pubescente principalmente en las venas. Flores solitarias con cuatro a cinco pétalos de color rosa, con numerosos estambres. Fruto en pomo, redondo, de color rojo.

Características macroscópicas (Lám. 3. f-g)

La madera no presenta diferencia de color entre albura y duramen, es castaño muy pálido (10YR 8/4), sin olor ni sabor característicos, el brillo es bajo, el veteado es liso, la textura es fina y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por varias hileras de vasos en la madera temprana y por una a dos hileras de fibras en la madera tardía.

Características microscópicas (Tabla 3 y Lám. 3. h-j)

La madera presenta porosidad difusa, los poros de la madera temprana forman de 3 a 4 hileras al principio del anillo, la mayoría de los poros son solitarios y pocos son múltiples radiales de 2, son muy numerosos, de contorno oval, de diámetro tangencial pequeño. Los elementos de vaso son medianos, sus paredes presentan punteaduras areoladas alternas, redondas a ovales, la platina de perforación es simple y la pared terminal es oblicua. Algunos presentan gomas. El parénquima axial es apotraqueal difuso agregado. Los radios son pocos uniseriados, de 9 células de altura y la mayoría son biseriados, numerosos, homogéneos, muy bajos y finos. Las punteaduras de radio-vaso son semejantes a las intervasculares. Ambos parénquimas presentan gomas. Las fibras son de tipo fibrotraqueida, de longitud mediana, de diámetro fino y de pared delgada.

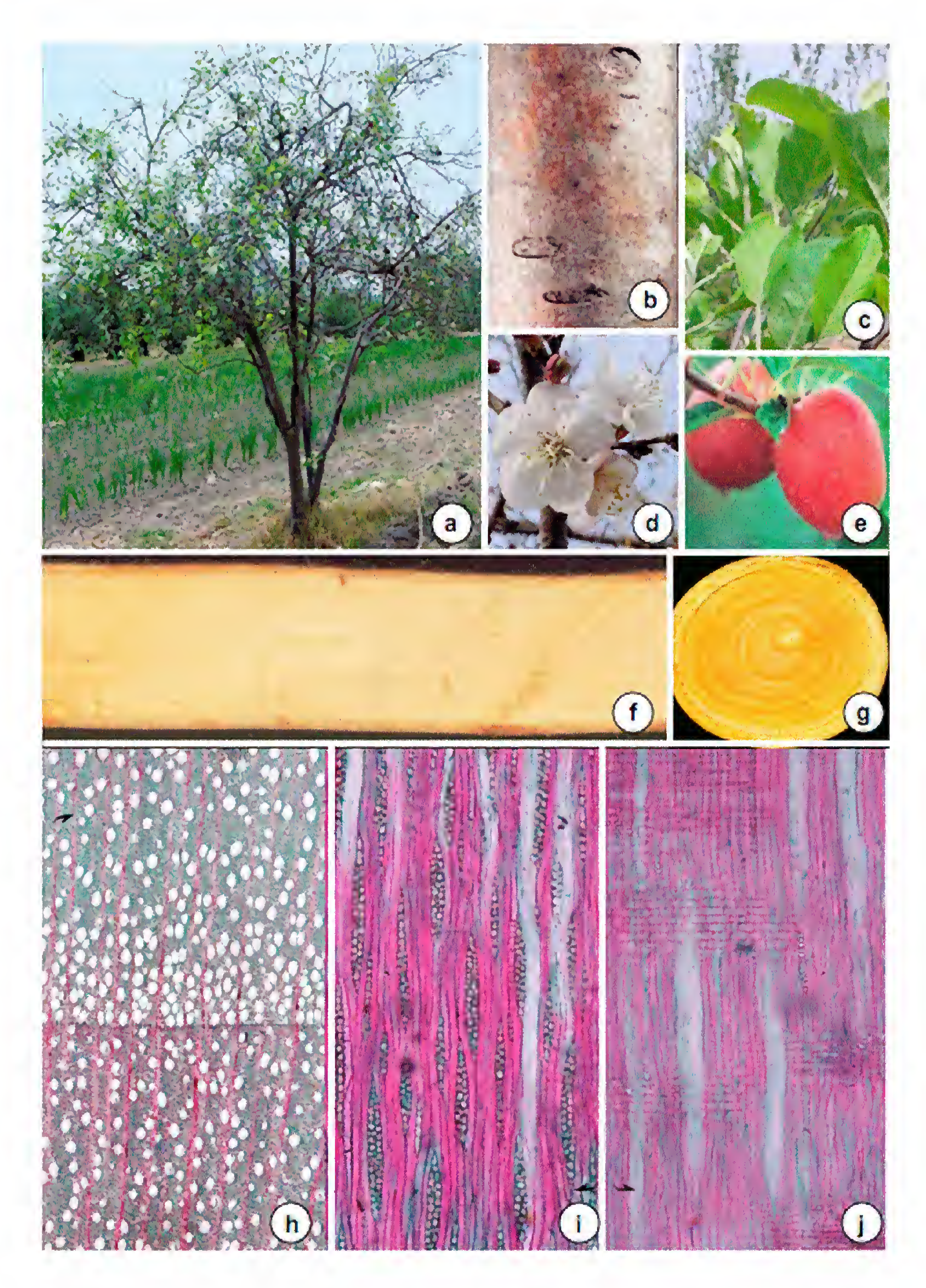


Lámina 3. *Pyrus malus* L. (manzana). a. árbol. b. corteza. c. hojas. d. flor. e. fruto. f. tablilla tangencial. g. rodaja. h. corte transversal (5x). i. corte tangencial (10x). j. corte radial (10x).

Tabla 3. Características mensurables de *Pyrus malus*

VASOS			FIBRAS		
Poros		Elementos	Fibrotraqueidas		
número/mm^2	diámetro µ m	longitud µ m	longitud µ m	diámetro µ m	grosor de la pared µ m
muy numerosos	pequeño	mediana	mediana	fino	delgado
160	50	300	740	10	3
199	80	500	1005	20	6
180	64	370	922	14	4

RADIOS				
número de células de los uniseriados	número de series	número/mm	altura µ m	anchura µ m
	biseriados	numerosos	muy baja	fina
3	1	3	182	20
14	2	8	360	30
9	2	5	242	26

4. *Prunus armeniaca* L. (Lám. 4)

Subfamilia: Prunoideae

Nombre común: Chabacano

Características botánicas (Lám. 4. a-e)

Árbol monoico caducifolio de 8 m de altura, corteza escamosa castaño grisáceo, hojas simples, alternas, de forma cordiforme, borde aserrado, ápice acuminado, base auriculada, envés pubescente en las nervaduras. Flores en racimos, rosas o blancas. Fruto en drupa, redondo, de color amarillo naranja.

Características macroscópicas (Lám 4. f-g)

La madera presenta diferencia de color entre albura y duramen, la albura es rojizo amarillento (7.5YR 8/6) y el duramen castaño (7.5YR 5/3), sin olor ni sabor característicos, el brillo es mediano, el veteado es liso, la textura es fina y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por la diferencia en el diámetro de los vasos de la madera temprana y los de la madera tardía.

Características microscópicas (Tabla 4 y Lám. 4. h-j)

La madera presenta porosidad anular, los poros de la madera temprana forman una hilera al principio del anillo, la mayoría de los poros son solitarios y pocos son múltiples radiales de 2 a 4, son de numerosos a muy numerosos, de contorno oval, de diámetro tangencial mediano y muy pequeño. Los elementos de vaso son de cortos a medianos, sus paredes presentan punteaduras areoladas alternas, poligonales y engrosamientos en espiral, la platina de perforación es simple y la pared terminal es oblicua. Presentan abundantes gomas. El parénquima axial es apotraqueal difuso y escaso paratraqueal vasicéntrico. Los radios son pocos uniseriados, de 9 células de altura y la mayoría son tetraseriados, numerosos, heterogéneos III, muy bajos y medianos. Las punteaduras de radio-vaso son semejantes a las intervasculares. Ambos parénquimas presentan gomas. Las fibras son de tipo fibrotraqueida, de longitud corta, de diámetro fino y de pared delgada.

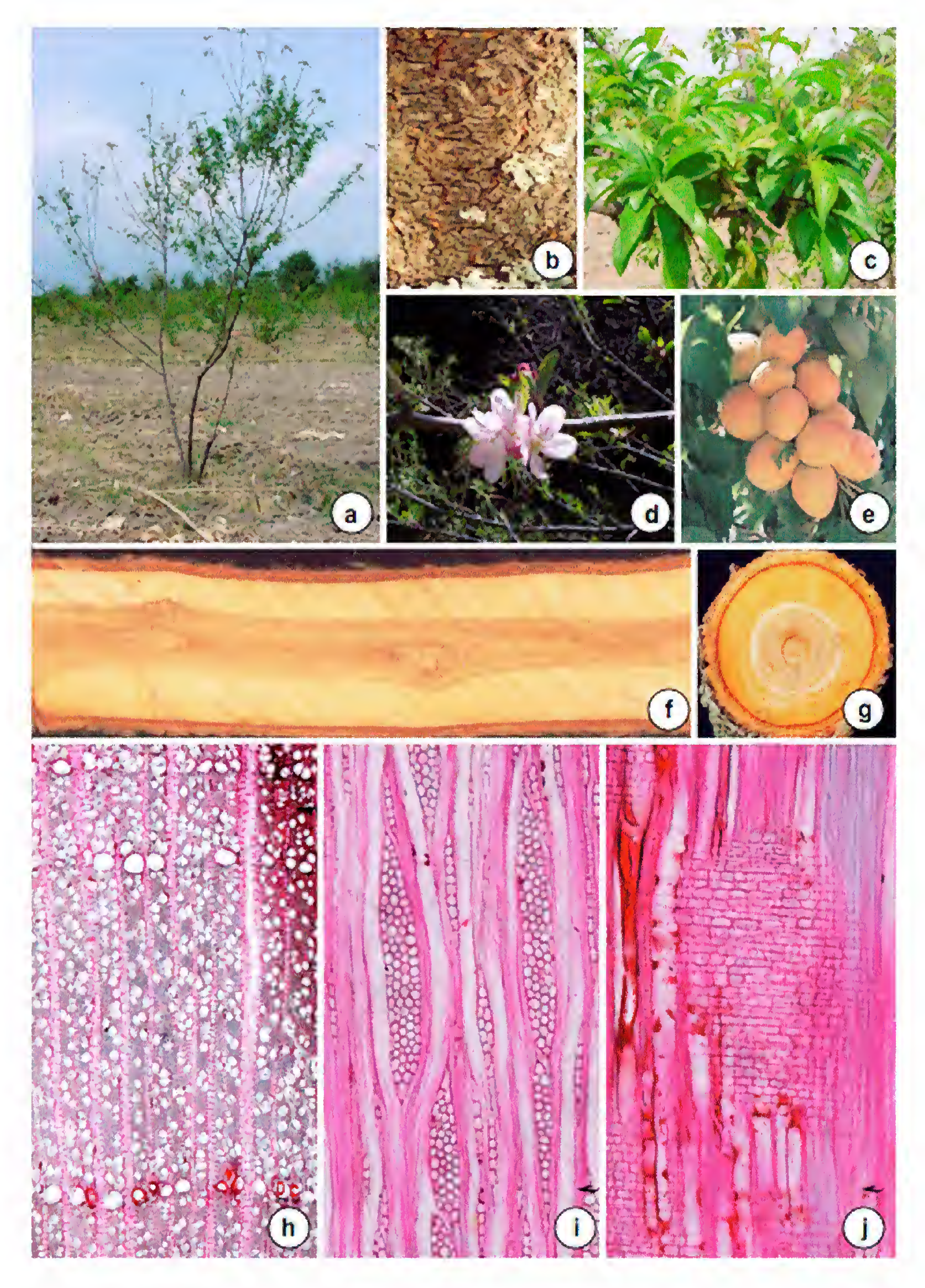


Lámina 4. *Prunus armeniaca* L. (chabacano). a. árbol. b. corteza. c. hojas. d. flor. e. fruto. f. tablilla tangencial. g. rodaja. h. corte transversal (5x). i. corte tangencial (10x). j. corte radial (10x).

Tabla 4. Características mensurables de *Prunus armeniaca*

VASOS					
Poros				Elementos	
número/mm^2		diámetro tangencial μ m		longitud μm	
madera		madera		madera	
temprana	tardía	temprana	tardía	temprana	tardía
numerosos	muy numerosos	mediano	muy pequeño	corta	mediana
20	208	80	30	200	400
25	245	130	50	360	510
23	219	103	40	270	425

RADIOS					FIBRAS		
número de células de los uniseriados	número de series	número/ mm	altura μ m	anchura μm	longitud μm	diámetro μ m	grosor de la pared μ m
	tetraseriados	numerosos	muy baja	mediana	corta	fino	delgado
3	1	4	330	30	420	10	3
14	5	7	950	80	840	20	6
9	4	5	608	61	646	14	4

5. *Prunus domestica* L. (Lám. 5)

Subfamilia: Prunoideae

Nombre común: Ciruela

Características botánicas (Lám. 5. a-e)

Árbol monoico caducifolio de 8 m de altura, corteza fisurada gris rojizo, hojas simples, alternas, de forma ovada a elíptica borde aserrado, ápice acuminado, base cuneada, con el envés púrpura. Flor con cuatro o cinco pétalos de color rosa pálido, con numerosos estambres y olor agradable. Fruto en drupa, redondo de color púrpura.

Características macroscópicas (Lám 5. f-g)

La madera presenta diferencia de color entre albura y duramen, la albura es amarillo rojizo (7.5YR 8/4) y el duramen rojo claro (10R 5/4), sin olor ni sabor característicos, el brillo es bajo, el veteado es liso, la textura es fina y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por varias hileras de vasos en la madera temprana y por una a dos hileras de fibras en la madera tardía.

Características microscópicas (Tabla 5 y Lám. 5. h-j)

La madera presenta porosidad semicircular, los poros de la madera temprana forman varias hileras al principio del anillo, la mayoría de los poros son solitarios, pocos son múltiples radiales de 2 a 3 y agrupados, son muy numerosos, de contorno oval, de diámetro tangencial pequeño. Los elementos de vaso son cortos, sus paredes presentan punteaduras areoladas alternas poligonales y engrosamientos en espiral, la platina de perforación es simple y la pared terminal es oblicua. Algunos presentan gomas. El parénquima axial es apotraqueal difuso. Los radios son pocos uniseriados, de 6 células de altura y la mayoría son pentaseriados, numerosos, heterogéneos III, muy bajos y medianos. Ambos parénquimas presentan gomas. Las punteaduras de radio-vaso son semejantes a las intervasculares. Las fibras son de tipo fibrotraqueida, de longitud corta, de diámetro fino y de pared delgada.



Lámina 5. *Prunus domestica* L. (ciruela). a. árbol. b. corteza. c. hojas. d. flor. e. fruto. f. tablilla tangencial. g. rodaja. h. corte transversal (5x). i. corte tangencial (10x). j. corte radial (10x).

Tabla 5. Características mensurables de *Prunus domestica*

VASOS			FIBRAS		
Poros		Elementos	Fibrotraqueidas		
número/mm^2	diámetro μ m	longitud μ m	longitud μ m	diámetro μ m	grosor de la pared μ m
muy numerosos	pequeño	corta	corta	fino	delgado
70	30	180	570	10	3
268	100	430	918	20	7
174	79	330	820	15	5

RADIOS					FIBRAS		
número de células de los uniseriados	número de series	número/ mm	altura μ m	anchura μm	longitud μm	diámetro μ m	grosor de la pared μ m
	tetraseriados	numerosos	muy baja	mediana	corta	fino	delgado
3	1	4	330	30	420	10	3
14	5	7	950	80	840	20	6
9	4	5	608	61	646	14	4

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las características macroscópicas y microscópicas son semejantes en la madera de las cinco especies en los tonos claros, olor y sabor no característicos, veteado liso, textura fina, hilo recto, anillos de crecimiento marcados, abundancia y forma de los poros, tipo de las punteaduras intervasculares, platina perforada y paredes terminales de los elementos vasculares, distribución y tipo de parénquima axial, tipo, abundancia y altura de los radios y características de las fibras.

Los tonos de la madera se presentaron de amarillo a naranja. Las dos especies de *Prunus* mostraron diferencia entre albura y duramen, los anillos de crecimiento están marcados por fibras o por vasos o por ambos elementos, los poros son numerosos de contorno oval, los elementos de vaso con punteaduras areoladas alternas con platina de perforación simple y paredes terminales oblicuas, parénquima difuso en agregados, radios uniseriados y multiseriados, numerosos y bajos y fibras de tipo fibrotraqueida, de longitud corta, de diámetro fino y pared delgada (Lám. 1 al 5 f-j y tablas 1 al 5).

También se observaron diferencias en la madera entre las especies en el tipo de porosidad, en la forma de las punteaduras y presencia o ausencia de engrosamientos en espiral en los elementos vasculares, clase, composición celular, anchura y número de series de los radios y en la abundancia y tipo de los contenidos celulares.

Las tres especies de la subfamilia Maloideae: *Crataegus mexicana* (tejocote), *Pyrus communis* (pera) y *Pyrus malus* (manzana), presentaron porosidad difusa y de las dos especies de la subfamilia Prunoideae: *Prunus armeniaca* (chabacano) presentó porosidad anular y *Prunus domestica* (ciruela) presentó porosidad semicircular. Las punteaduras intervasculares en las especies de la subfamilias Maloideae son redondas a ovales y en las especies de la subfamilia Prunoideae son poligonales y los elementos de vaso presentan engrosamientos en espiral (Lám. 1 al 5 h y Lám. 6 b, c y e).

Con relación a los radios, en *Pyrus communis* (pera) y *Pyrus malus* (manzana) son homogéneos formados de células procumbentes, en la última especie están formados de células procumbentes de diferente tamaño, biseriados, bajos y finos. En *Crataegus mexicana* (tejocote) (Maloideae) son heterogéneos, el cuerpo formado de células procumbentes y en los márgenes con una hilera de células cuadradas, biseriados, bajos y finos, En las especies de *Prunus* (Prunoideae) son heterogéneos, de cuatro a cinco series y de anchura mediana. En *Prunus armeniaca* (chabacano) y *Prunus domestica* (ciruela), presentan el cuerpo de células procumbentes y varias hileras de células cuadradas en los márgenes. Las células parenquimatosas son de mayor tamaño en los radios de la subfamilia Prunoideae que en los de la familia Maloideae. Las punteaduras radio-vaso son similares a las intervasculares dependiendo de la subfamilia. En cuanto a los contenidos, las cinco especies presentaron gomas en los elementos vasculares y en ambos parénquimas, éstas son más abundantes en *Prunus*. Sólo *Crataegus mexicana* (tejocote), presentó escasos cristales prismáticos en el parénquima axial (Lám. 1 al 5 i-j, Lám. 6 a y d y tablas 1 al 5).

De acuerdo con los valores de las elementos anatómicos que presenta la madera de las especies estudiadas como son la altura baja y anchura fina o mediana no mayor de 80 micras de sus

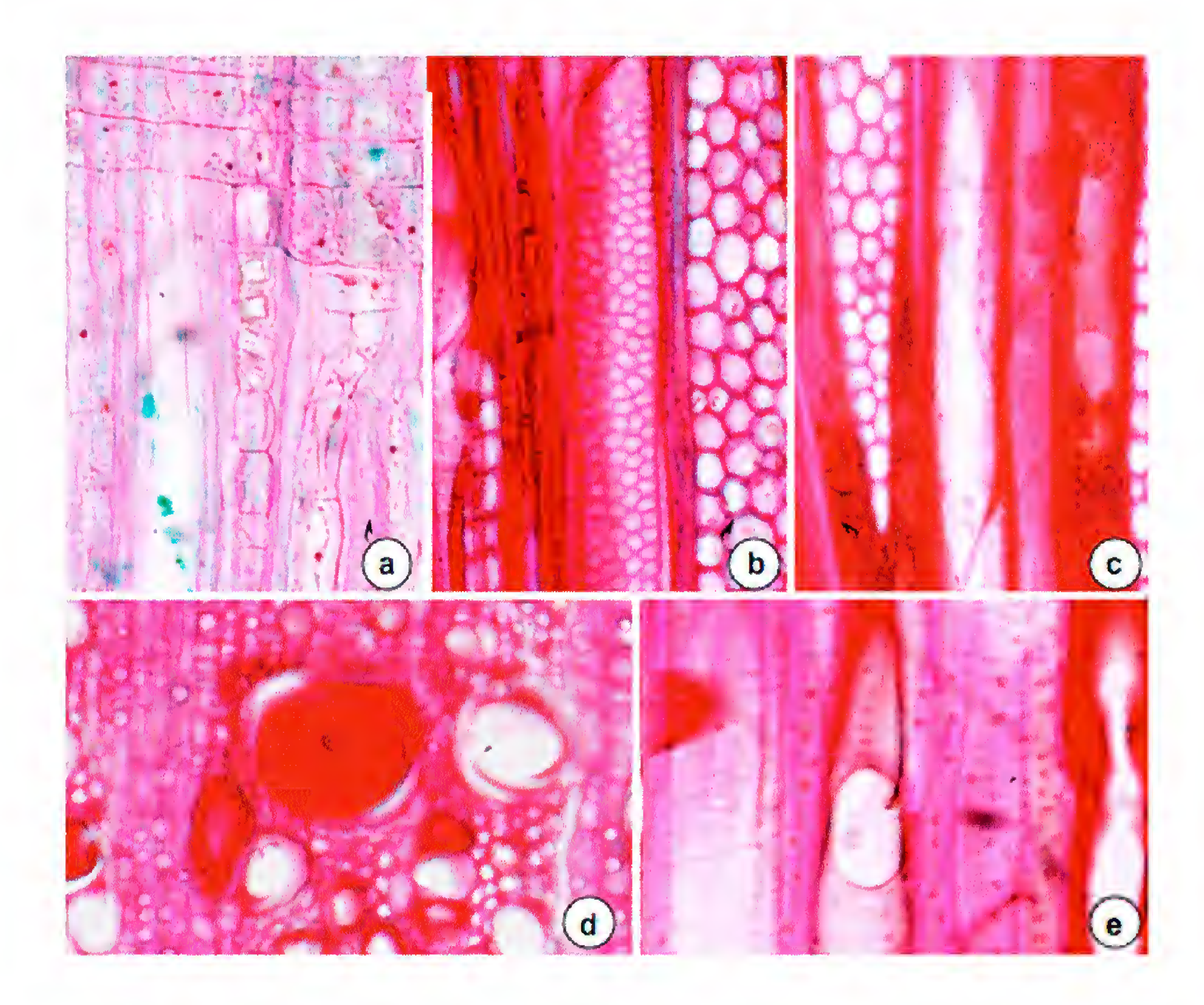


Lámina 6. Caracteres distintivos. a. Cristales prismáticos en el parénquima axial de *Crataegus mexicana* (tejocote). b. Punteaduras en un elemento de vaso de *Prunus domestica* (ciruela). c. Engrosamientos en espiral en un elemento de vaso de *Prunus domestica* (ciruela). d. Gomas en un poro de *Prunus armeniaca* (chabacano). e. Platina de perforación simple y engrosamientos en espiral en elementos de vaso de *Prunus armeniaca* (chabacano). Todas a 40x.

Tabla 6. Registro de las especies estudiadas

Nombre científico	**Nombre común**	**Registro**	
		Xiloteca	**Herbario**
Crataegus mexicana	Tejocote	M-209	60794
Pyrus communis	Pera	M-212	60791
Pyrus malus	Manzana	M-213	60792
Prunus armeniaca	Chabacano	M-210	60793
Prunus domestica	Ciruela	M-211	60795

radios de una a cinco series, la longitud corta de sus fibras con paredes delgadas y diámetro fino, características que por sí solas tienen influencia en las propiedades tecnológicas como densidad, dureza, contracciones, favoreciendo su aserrío y secado, unidas a las características de su veteado liso a suave, textura fina a mediana, hilo recto que las hace fácil al maquinado como el torneado, lijado, clavado, pegado, etc., dando un terminado suave y un pulido uniforme, además de que estas características se ven favorecidas por las prácticas silvícolas ya que provienen de plantaciones con cuidados especiales con menos variación en los caracteres que son altamente influenciados por el medio, como son la anchura de los anillos de crecimiento, la porosidad, las dimensiones de los radios, los contenidos, entre otros (Kollman y Coté Jr., 1968; Jane, 1970; Panshin y de Zeeuw, 1970; Dinwoodie, 1985; De la Paz Pérez, 1985; Desch, 1991; De la Paz Pérez y Dávalos, 1995; De la Paz Pérez y Quintanar, 1997) por lo que se recomienda en la elaboración de productos de alta calidad e ir integrando este valioso recurso forestal a la economía nacional una vez que ha concluido su ciclo de producción frutal.

USOS SUGERIDOS

De acuerdo con las características anatómicas que presenta la madera de las especies estudiadas, como son colores claros, sin olor ni sabor característicos, veteado liso a suave, textura fina a mediana, hilo recto, anillos de crecimiento marcados, radios bajos y angostos y fibras cortas de paredes delgadas, se recomienda para diversas artesanías, juguetes, muebles infantiles, marcos para cuadros, cajas, madera labrada, escultura, utensilios de cocina y donde se pongan de manifiesto sus excelentes características anatómicas.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al señor Zenón Toribio Gamboa dueño de la plantación, las facilidades brindadas para la recolección del material de estudio, a la bióloga Nery Alicia Tapia y a la M. en C. Irma Reyes la revisión del manuscrito, al señor Jorge Lodigiani su ayuda en el procesado del material fotográfico y al biólogo Miguel Bravo la elaboración de la figura 1.

REFERENCIAS

Bailey, H. L. 1949. Revised manual of cultivated plants. MacMillan, Nueva York, EUA. 1116 p.

Barajas, J. 1980. Anatomía de maderas de México No. 3. Diez especies del bosque caducifolio de las cercanías de Xalapa, Ver. México. Biotica 5(1):23-40.

Borja, A., D. Granados y J. Guzmán. 1997. Importancia comercial del tejocote. II Congreso Internacional de Etnobotánica. Mérida Yucatán. p 276

Calderón, G. 2001. Rosaceae. *In:* Calderón y Rzedowski. Flora Fanerogámica del Valle de México. Comisión Nacional de la Biodiversidad-Instituto de Ecología, A.C., México. pp. 233–250.

Chattaway, M. M. 1932. Proposed standards for numerical values used in describing wood. Tropical Woods 29:20-28.

De la Paz Pérez O., C., P. Olvera C. y G. Corral L. 1982. Estudio anatómico de la madera de 26 especies de angiospermas de clima templado. Bol. Téc. Inst. Nac. Invest. For. México, No. 91. 122 p.

De la Paz Pérez O., C. 1985.Variación en la estructura anatómica de los encinos y su efecto en el aprovechamiento de los mismos. II Seminario Nacional Sobre Utilización de Encinos. Pub. Esp. Inst. Nac. Invest. For. No. 49:291-312. México.

De la Paz Pérez O., C. y R. Dávalos S. 1995. Relación estructura propiedades de la madera de dos especies de *Quercus*. III Seminario Nacional Sobre Utilización de Encinos. Universidad Autónoma de Nuevo León. II:427.441.

De la Paz Pérez O., C. y A. Quintanar I. 1997. Las características tecnológicas de la madera. ContactoS. 19:15-21.

Desch, H. E. 1991. Timber, its structure and properties. Macmillan. 424 p.

Dinwoodie, J. H. 1985. Timber, a review of the structure, mechanical properties relationship. I. 104(1):3-32.

Font Quer, P. 1982. Diccionario de botánica. Labor. México, D. F. 1233p.

García, A. 2002. Los árboles de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. 135 p.

Guridi G., L. I. 1980. La madera en las artesanías del estado de Michoacán. Bol. Div. Inst. Nac. Invest. For. México, No. 50. 132p.

Huerta, J. y J. Becerra. 1976. Anatomía macroscópica y algunas características físicas de diecisiete maderas tropicales mexicanas. Bol. Div. Inst. Nac. Invest. For. México, No. 46. 61 p.

INEGI. 2000. Marco geoestadístico municipal. Formato Digital. México. www.inegi.gob.mx

INEGI. 2002. Anuario estadístico del estado de Puebla. Tomo 1. Secretaria de Programación y Presupuesto. 250 p.

IAWA Committee. 1937. Standars terms of length of vessels members and wood fibers. Tropical Woods 51:21-22.

IAWA Committee. 1939. Standars terms of size for vessels diameter and ray width. Tropical Woods 59:51-52.

IAWA Committee. 1964. Multilingual glossary of terms used in wood anatomy. Verlagsanstalt, Suiza. 186 p.

IAWA Committee. 1989. IAWA list of microscopic features for hardwood identification. IAWA 10(3):219-332.

Jane, F. W. 1970. The structure of wood. Adam & Charles Black. Londres. 478 p.

Johansen, D. A. 1940. Plant microtechnique. McGraw-Hill. Nueva York. 523 p.

Kollman, F. P.y W. A. Coté, Jr. 1968. Principles of wood science and technology I. Solid Wood. Springer-Verlag. Nueva York. 560 p.

Kribs, D. A. 1968. Commercial foreign woods on the american market. Dover Pub. Inc. Nueva York. 241 p.

Martínez, L. 1989. Estudio descriptivo de los árboles más comunes de la Ciudad de México. Tesis. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 268 p.

Martínez, M. 1994. Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas. Fondo de Cultura Económica. 1247 p.

Mendoza A., M. y C. de la Paz Pérez O. 2005. La madera de algunas espe-

cies frutales de la familia Rosaceae. XXIX Congreso Mexicano de Histología. Tlaxcala, Tlax. p. 74

Moreno, N. P. 1984. Glosario botánico ilustrado. Instituto Nacional de Investigaciones Sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. 300 p.

Munsell Color. 1990. Munsell soil color charts. Baltimore, Maryland. 17 p.

Panshin, A. J. y C. de Zeeuw. 1970. Textbook of wood technology. I. McGraw-Hill. Nueva York. 705 p.

Rendle, B. J. 1969. World timbers. 1. Europe & Africa. Ernest Benn Limited-University of Toronto Press. 191 p.

Rogel, M. de los A. 1982. Estudio anatómico de la madera de seis especies tropicales. Bol. Téc. Inst. Nac. Invest. For. México, No. 89. 70 p.

Tenango C., M., De la Paz Pérez, O., C. y J. Rivera T. 2004. Anatomía de la madera de seis especies de árboles frutales. V Congreso Mexicano de Tecnología de Productos Forestales. Pachuca, Hgo. Mesa 6.

Tortorelli, L. 1956. Maderas y bosques argentinos. ACME. Buenos Aires. 910 p.

Zhang, S. Y. y P. Baas. 1992. Wood anatomy of tress and shubs from China. III. Rosaceae. IAWA Bull. new series 13(1):21-92.

Zhang, S. Y., P. Baas y M. Zandee. 1992. Wood structure of the Rosaceae in relation to ecology, habit and phenology. IAWA Bull. new series 13(3):307-349.

Manuscrito recibido el 24 de febrero de 2007
Aceptado el 25 de julio de 2007

Este documento debe citarse como:
De la Paz Pérez Olvera, C., M. Mendoza Aguirre, J. Ceja Romero y L. Pacheco. 2008. Anatomía de la madera de cinco especies de la familia Rosaceae. *Madera y Bosques* 14(1):81-105.

ESTADO DEL ARTE

Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México

Diversity and distribution of Mexican pines, an overview

Arturo Sánchez-González[1]

RESUMEN

México es considerado un centro secundario de diversidad del género *Pinus*. Un análisis de la literatura más reciente indica que los pinos migraron hacia el actual territorio mexicano desde el hemisferio norte a través de corredores naturales e impulsados por los cambios climáticos del pasado. Los procesos de diversificación del género ocurrieron en las principales cadenas montañosas de México, que funcionaron como corredores biológicos o como islas biogeográficas que definieron el patrón de distribución general actual de los pinos en cinco grandes regiones. Recientemente se reconocen para México 46 especies, 3 subespecies y 22 variedades de pinos. El 55% de estos taxa son endémicos. Lo que nos convierte en la nación con mayor diversidad al contar con alrededor de 42% de las especies del mundo. Los pinos mexicanos son uno de los recursos naturales más valiosos por su uso tradicional y comercial, por su importancia cultural y por los servicios ambientales que ofrecen. A pesar de ello la continua disminución de la cobertura de los bosques de pino y pino-encino, por causa de las actividades humanas y por los incendios forestales, es alarmante. Al menos 20 taxa de pinos mexicanos están en alguna categoría de riesgo y dos de ellos: *Pinus maximartinezii* y *P. muricata* se encuentran en peligro de extinción. Los programas nacionales e internacionales para el uso sostenible y la conservación del género *Pinus* en México aún no son eficientes y suficientes.

PALABRAS CLAVE:
Distribución, diversidad, ecología, endemismos, gimnospermas, *Pinus*.

ABSTRACT

Mexico is considered a secondary center of diversity of the genus *Pinus*. Published literature indicates that this genus migrated from the north hemisphere through down natural corridors to the actual Mexican territory, forced by past climatic changes. The diversification of the genus happened on main mountain chains and those acted like biogeographical islands or biological corridors, modeling the actual distribution patterns of the *Pinus* in five mayor regions. Recently, forty six species, three subspecies and twenty two varieties from pines are recognized to Mexico. At least 55% from those species are endemic). Because of that, is the biggest diverse country of pine species from the world, with 42% of them. Mexican pines are one of the most valuable natural resources because of their traditional and commercial relevance and the environmental services that they provide. In spite of the national and regional significance, the continuous decreasing of covering areas from pine and pine-oak forests because of the human activities and fire forest is alarming. At least 20 Mexican taxa are in some risk status and two of them: *Pinus maximartinezii* and *P. muricata* are classified like endangered species. National and international programs for sustainable use and conservation from *Pinus* are not efficient and sufficient yet.

KEY WORDS:
Distribution, diversity, ecology, endemism, gymnosperm, *Pinus*.

1 Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), Ciudad Universitaria; Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5. C.P. 42184. Pachuca, Hidalgo, México. ce: arturosg@uaeh.edu.mx

INTRODUCCIÓN

Las gimnospermas comprenden alrededor de 900 especies, la mayoría localizadas en el hemisferio norte, alrededor de 60% son coníferas (Farjon, 2003; Earle, 2007). El registro fósil muestra que los ancestros de la familia *Pinaceae* evolucionaron hacia finales del Carbonífero, hace aproximadamente 300 millones de años (Hilton *et al.*, 2003) y que el género *Pinus* comenzó su diversificación en el Cretácico inferior (Miller, 1999).

La riqueza aproximada de especies de pinos a nivel mundial es de 111 especies (Price *et al.*, 1998). En México y América Central se localizan alrededor de 46 especies de pinos, con diversas variedades y formas (Perry *et al.*, 1998). México es un centro secundario de diversidad de *Pinus* al contar con cerca de 42% de las especies y un alto porcentaje de endemismos (>55%) concentrados en islas biogeográficas. Tal es el caso de los pinos piñoneros, que habitan en pequeñas sierras de las zonas áridas y semiáridas del norte de México, y de los pinos alpinos como *P. hartwegii* y *P. culminicola*. Así como de los que han evolucionado en áreas tropicales: *P. caribea* y *P. oocarpa* (Yeaton, 1982; Perry, 1991; Dvorak *et al.*, 2000).

En México, los pinos tienen gran importancia ecológica, económica y social. A menudo son el componente dominante de la vegetación, influyen en los procesos funcionales del ecosistema tales como los ciclos biogeoquímicos, hidrológicos, los regímenes de fuego, y son hábitat y fuente de alimento para la fauna silvestre. Tienen un alto valor económico, ya que son fuente de madera, leña, pulpa, resinas, semillas comestibles y otros productos. Además, ofrecen importantes servicios ambientales (agua, oxígeno, recreación, captura de carbono) e influyen en el clima regional (García y González, 2003; Ramírez-Herrera *et al.*, 2005).

En este trabajo, producto de una revisión bibliográfica, se describen el origen, diversidad y distribución de los pinos de México a la luz de los conocimientos actuales. También se abordan aspectos ecológicos y la problemática actual del género, con énfasis en las especies registradas en alguna categoría de riesgo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversificación y migración de los pinos

Se considera que durante la era Mesozoica y Cenozoica (hasta la segunda mitad del Pleistoceno), Norteamérica estuvo conectada intermitentemente con el noreste de Asia en el área que comprende el actual Mar y Estrecho de Bering. Durante este tiempo, las conexiones terrestres entre Norteamérica y Europa, a través de Groenlandia e Islandia, sirvieron de rutas migratorias para los pinos del noreste de Asia hacia Norteamérica y los del noreste de Norteamérica hacia el norte de Europa (Axelrod, 1986; Willis y McElwain, 2002).

Durante el Cretácico inferior, entre 130 y 90 millones de años, los pinos se habían diferenciado en dos subgéneros: *Haploxylon* y *Diploxylon* (actualmente *Strobus* y *Pinus*, respectivamente) y estaban ampliamente distribuidos en lo que actualmente es Canadá y Estados Unidos de América (Mirov, 1967). El cambio climático que ocurrió en el Eoceno tardío, entre 55 y 37 millones de años, provocó que las angiospermas, que estaban adaptadas a condiciones tropicales, declinaran dramáticamente en latitudes medias, ello favoreció la diversificación del género *Pinus* (Richardson y

Rundel, 1998). En el Terciario tardío ocurrieron grandes levantamientos en el oeste de Norteamérica, que alteraron radicalmente su topografía y tuvieron efectos igualmente importantes sobre las poblaciones de pinos de esta vasta área. Muchas poblaciones desaparecieron por completo, mientras que otras se redujeron a relictos. Estos eventos de formación de grandes cadenas montañosas en algunas áreas, con los subsecuentes cambios climáticos, crearon la heterogeneidad ambiental que permitió la migración de *Pinus* hacia otras áreas que se convirtieron en centros de diversificación secundaria en México y en el noreste de Asia (Axelrod, 1986; Perry, 1991).

Durante el Pleistoceno, entre 1.7 y 0.01 millones de años las poblaciones y especies de pinos migraron hacia el sur o hacia el norte, de acuerdo con los ciclos glaciares e interglaciares. Estas fluctuaciones climáticas pudieron influir en el origen de nuevas especies o al menos afectar a la diversidad genética del género (Richardson y Rundel, 1998).

Los eventos de los últimos diez mil años, han modelado la distribución natural actual de los pinos, desde las regiones árticas y subárticas de Norteamérica y Eurasia hasta las regiones tropicales y subtropicales de Centroamérica y Asia. Su distribución más meridional en América es en Nicaragua (12° N), donde se encuentran poblaciones de *P. caribaea* var. *hondurensis* y sólo la especie *P. merkusii* se distribuye al sur del Ecuador (2° 06' S) en Sumatra (Mirov, 1967; Price *et al.*, 1998; Earle, 2007).

Migración de los pinos a México

Los primeros pinos llegaron al actual territorio mexicano en el Cretácico tardío, o en el Terciario temprano, a través de la Sierra Madre Occidental, y en el Terciario medio, desde el oriente de los Estados Unidos de América (EUA) a través de la Sierra Madre Oriental. Otra migración post-glacial provino del Este de las Montañas Rocosas por la Sierra Madre Oriental, a lo largo de las montañas y lomeríos aislados del norte de la Altiplanicie Mexicana. El avance y retroceso de los grandes glaciares favoreció la migración, muchas especies tomaron ventaja de los periodos de calor y clima seco del norte y ocuparon los espacios abiertos por el retroceso de los glaciares. La Faja Volcánica Transmexicana (FVT), sirvió como punto de contacto entre las especies de las rutas de la Sierra Madre Occidental y la Oriental, y posteriormente como un centro de diversificación del género (Eguiluz-Piedra, 1985; Perry, 1991; Rzedowski, 1998).

Varios taxa emigraron de regreso al norte por las dos sierras, donde probablemente la subsección *Ponderosae* y *Australes* tomaron la ruta al norte por la Sierra Madre Oriental hasta Nuevo León, Coahuila y Tamaulipas, y por la Sierra Madre Occidental hasta Durango, Chihuahua, Sonora y Sinaloa. Los pinos de La Rumorosa, Sierra de San Pedro Mártir y Sierra Juárez, llegaron a México a través de la Sierra Nevada, suroeste de los EUA. Algunas especies de la FVT migraron hacia el sur, rodeando la depresión del Río Balsas por el macizo montañoso del norte de Oaxaca, arribaron a las montañas de Chiapas a mediados del Terciario y de ahí migraron a Guatemala, Honduras, El Salvador y Nicaragua (Eguiluz-Piedra, 1985).

Taxonomía

México posee mayor número de especies de pinos que cualquier otra región de tamaño semejante en el mundo. Shaw (1909) registró 18 especies y 17 variedades para México; Standley

(1920-19226) cita 28 especies y dos variedades; Martínez (1948) 39 especies, 18 variedades y nueve formas; Loock (1950) considera 55 especies de pinos para México y Honduras; Mirov (1967) 29 especies para México; Eguiluz-Piedra (1985) reconoció 69 taxa (especies, subespecies y variedades) y Perry (1991) 52 especies (14 variedades, 2 subespecies y 4 formas) para México y Centroamérica; Farjon y Styles (1997) y Perry *et al.* (1998) estimaron 47 especies para México y Centroamérica.

Las clasificaciones recientes del género *Pinus*, basadas en ADN ribosomal (Liston *et al.*, 1999) y secuencias de ADN de cloroplastos (Krupkin *et al.*, 1996; Gernandt *et al.*, 2003; Zhang y Li, 2004; Gernandt *et al.*, 2005) permiten reconocer 46 especies, 3 subespecies y 22 variedades para México. Si se incluye *Pinus oocarpa* var. *trifoliata* como una nueva especie (*Pinus luzmariae*), como propone Pérez de la Rosa (1998), el número de especies de pinos presentes en México sería de 47 (Tabla 1). De tal manera que al menos 26 de estas 47 especies son endémicas (55%), sin considerar las diferentes subespecies y variedades.

Distribución de pinos en México

En Norteamérica se reconocen tres regiones de alta diversidad de especies de pinos: 1) México, 2) California, 3) sureste de EUA (Farjon y Styles, 1997). Las especies de pinos de México llegan hasta EUA, Canadá y en América Central hasta Nicaragua.

La información recopilada de diversas fuentes (ver pie de Tabla 1) indica que los pinos de México se distribuyen en cinco regiones principales, que difieren sólo parcialmente de las seis áreas que definió Eguiluz-Piedra (1985), con base en la presencia de grupos particulares de especies (Fig. 1, Tabla 1):

I. Baja California Norte y Sur

II. Sierra Madre Occidental: Chihuahua, Durango, Jalisco, Nayarit, Sinaloa, Sonora y Zacatecas.

III. Sierra Madre Oriental: Coahuila, Nuevo León, Querétaro, San Luis Potosí y Tamaulipas.

IV. Faja Volcánica Transmexicana: Aguascalientes, Colima, Distrito Federal, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Michoacán, Morelos, Puebla, Tlaxcala y Veracruz.

V. Sierra Madre del Sur, Macizo de Oaxaca, Sierra de San Cristóbal, Sierra de Oaxaca y Península de Yucatán: Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Campeche y Quintana Roo.

Los pinos insulares y costeros de la región I son relictos de una flora terciaria confinada a nieblas de influencia marina y tienen distribución disyunta, provocada por la separación de los desiertos de Sonora y Mojave. En esta región se reportan seis especies y siete variedades de pinos: *P. attenuata*, *P. contorta* var. *murrayana*, *P. jeffreyi* y *P. lambertiana* se distribuyen en las partes altas de una falla que data del Terciario y llega hasta California. Las especies *P. coulteri*, *P. monophylla*, *P. muricata* y *P. quadrifolia*, presentes en zonas de menor altitud, pudieron dispersarse desde sus centros de origen después de la desertización del suroeste de EUA (Farjon y Styles, 1997). Dos pinos insulares: *P. radiata* var. *binata* y *P. cembroides* ssp. *lagunae* son endémicos de BCN y BCS, respectivamente (Tabla 1, Fig. 1).

Las migraciones ocurridas desde las Montañas Rocosas de EUA hacia México pueden explicar, en parte, la riqueza de pinos de las regiones II y III. La región II es la de mayor diversidad, con 32 taxa

Tabla 1. Clasificación y distribución de los pinos de México

Clasificación	Distribución por región					E	C
	I	II	III	IV	V		
Pinus subgénero *Pinus*							
Sección *Trifoliae*							
Subsección *Contortae*							
1. *P. contorta* var. *murrayana* (Balf.) Engelm.	1	0	0	0	0		a
Subsección *Australes*							
2. *P. attenuata* Lemmon	1	0	0	0	0		a
3. *P. caribaea* var. *hondurensis* (Sénécl.) W.H.G.	0	0	0	0	1		b
4. *P. herrerae* Martínez	0	1	0	1	1	*	
5a. *P. greggii* Engelm. ex Parl. var. *australis*	0	0	1	1	0	*	
5b. *P. greggii* Engelm. ex Parl. var. *greggii*	0	0	1	0	0	*	
6. *P. jaliscana* Pérez de la Rosa	0	1	0	0	0	*	a
7. *P. lawsonii* Roezl ex Gordon	0	1	0	1	1	*	
8a. *P. leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham. var. *leiophylla*	0	1	1	1	1	*	
8b. *P. leiophylla* var. *chihuahuana* (Engelm.) Shaw	1	1	0	0	0		
9. *P. lumholtzii* B.L. Rob. & Fernald	0	1	0	1	0	*	
10. *P. muricata* D. Don var. *muricata*	1	0	0	0	0	*	c
11a. *P. oocarpa* Schiede ex Schltdl. var. *oocarpa*	0	1	1	1	1		
11b. *P. oocarpa* var. *trifoliata* Martínez	0	1	0	1	1	* †	
12a. *P. patula* Schltdl. & Cham. var. *patula*	0	0	1	1	1	*	
12b. *P. patula* var. *longepedunculata* Look ex Martínez	0	0	0	0	1	*	
13. *P. praetermissa* Styles & McVaugh	0	1	0	0	0	*	
14. *P. pringlei* Shaw	0	0	0	1	1	*	
15. *P. radiata* var. *binata* (Engelm.) Lemmon	1	0	0	0	0	*	a #
16. *P. tecunumanii* Eguiluz & J.P. Perry	0	0	0	0	1	*	
17. *P. teocote* Schltdl. & Cham.	0	1	1	1	1	*	
Subsección *Ponderosae*							
18a. *P. arizonica* var. *cooperi* (C.E. Blanco) Farjon	0	1	0	0	0	*	
18b. *P arizonica* var. *arizonica* (Engelm.) Shaw	1	1	1	0	0		
18c. *P. arizonica* var. *stormiae* Martínez	1	0	1	0	0		
19. *P. coulteri* Lamb. ex D. Don	1	0	0	0	0	*	a
20. *P. devoniana* Lindl.	0	1	1	1	1		
21. *P. douglasiana* Martínez	0	1	0	1	1	*	
22. *P. durangensis* Martínez	0	1	1	1	0	*	a
23. *P. engelmannii* Carrière	1	1	1	0	0	*	
24. *P. hartwegii* Lindl.	0	1	1	1	1		
25. *P. jeffreyi* Balf.	1	0	0	0	0		a
26. *P. maximinoi* H.E. Moore	0	1	0	1	1		
27. *P. montezumae* Lamb. var. *montezumae*	0	1	1	1	1		
28. *P. ponderosa* var. *scopulorum* Engelm.	1	1	0	0	0		

concluye Tabla 1

Clasificación	Distribución por Región					E	C
	I	II	III	IV	V		
Subsección *Ponderosae*							
29a. *P. pseudostrobus* Lindl. var. *pseudostrobus*	0	1	1	1	1		
29b. *P. pseudostrobus* var. *apulcensis* (Lindl.) Martínez	0	0	1	1	1	*	
Pinus subgénero *Strobus*							
Sección *Quinquefoliae*							
Subsección *Strobus*							
30a. *P. ayacahuite* var. *ayacahuite*	0	0	0	1	1		
30b. *P. ayacahuite* var. *veitchii* (Roezl) Shaw	0	1	1	1	1		
31. *P. lambertiana* Douglas	1	0	0	0	0	*	
32. *P. flexilis* var. *reflexa* Engelm.	1	1	1	0	0	*	a
33. *P. strobiformis* Engelm. *	1	1	1	1	0	*	
34. *P. strobus* var. *chiapensis* Martínez	0	0	0	1	1		a
Sección *Parrya*							
Subsección *Cembroides*							
35a. *P. cembroides* Zucc. ssp. *cembroides*	1	1	1	1	1		
35b. *P. cembroides* ssp. *lagunae* (Rob.-Pass.) D.K. Bailey	1	0	0	0	0	*	a
35c. *P. cembroides* ssp. *orizabensis* D.K. Bailey	0	0	0	1	0		
36. *P. culminicola* Andresen & Beaman	0	1	1	0	0	*	a
37. *P. discolor* D.K. Bailey & Hawksw.	1	1	1	0	0	*	a
38. *P. edulis* Engelm.	1	1	0	0	0		
39. *P. johannis* Rob.-Pass.	0	1	1	0	0		
40. *P. maximartinezii* Rzed.	0	1	0	0	0	*	c
41. *P. monophylla* Torr. & Frém.	1	0	0	0	0	*	a
42. *P. pinceana* Gordon	0	1	1	1	0	*	a
43. *P. quadrifolia* Parl. ex Sudw.	1	0	1	0	0	*	a
44. *P. remota* (Little) D.K. Bailey & Hawksw.	1	1	1	0	0		a
45. *P. rzedowskii* Madrigal & Caballero	0	0	0	1	0	*	a
Subsección *Nelsoniae*							
46. *P. nelsonii* Shaw	0	0	1	1	0	*	a

Clasificación de taxa basada en Liston *et al.* (1999), Ramírez-Herrera *et al.* (2005) y Gernandt *et al.* (2005). Distribución de taxa basada en diversas fuentes: artículos publicados en *Acta Botánica Mexicana, Anales del Instituto de Biología de la UNAM (Serie Botánica), Boletín de la Sociedad Botánica de México, Ciencia UANL, Polibotánica, Revista Mexicana de Biodiversidad, Listados Florísticos de México del Instituto de Biología de la UNAM,* Páginas Web de Jardín Botánico de Missouri y del Jardín Botánico de New York; Perry (1991), Farjon *et al.* (1997), Farjon y Styles (1997), Perry *et al.* (1998), Richardson y Rundel (1998), García y González (2003), Ramírez-Herrera *et al.* (2005), Earle (2007).

* Taxa endémicos (E) en México; categorías de riesgo (C) según la *Norma Oficial Mexicana-2001*: Protección especial (a); Amenazada (b), Peligro de extinción (c); † Propuesta como especie nueva por Pérez de la Rosa (1998); # Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

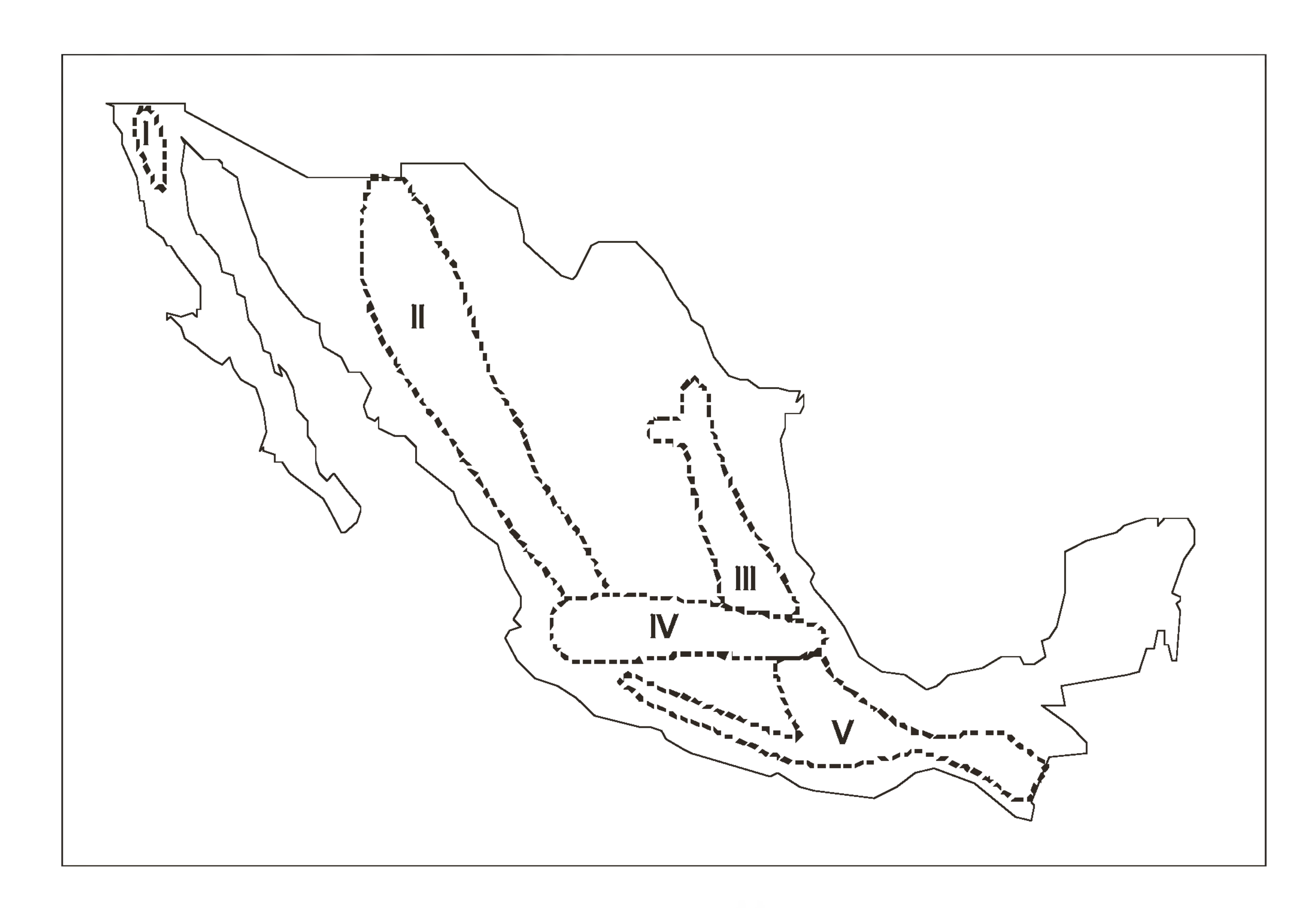


Figura 1. Distribución de los taxa de pinos en México. Modificado de Eguiluz-Piedra (1985), quien originalmente dividió la región V en dos áreas diferentes.

(Fig. 2), cuatro de los cuales son endémicos: *P. praetermissa*, *P. arizonica* var. *cooperi*, *Pinus jaliscana* y *P. maximartinezii* (Tabla 1). Los taxa presentes en México y EUA: *P. flexilis* var. *reflexa* y *P. ponderosa* var. *scopulorum*, están estrechamente relacionados con los taxa restringidos al norte de México: *P. arizonica* (con tres variedades), *P. durangensis*, *P. engelmannii, P. flexilis* var. *reflexa* y *P. strobiformis*, lo que sugiere un origen común. La baja diversificación de los pinos piñoneros de ambas naciones (*P. cembroides* ssp. *cembroides*, *P. discolor*, *P. edulis* y *P. remota*) y su coevolución con especies de córvidos (para la dispersión de semillas) parece indicar una radiación relativamente reciente, influida por el cambio de clima (Axelrod, 1986; Farjon y Styles, 1997; Gernandt *et al*., 2003).

En la región III (noreste de México), la riqueza de pinos es de 25 taxa, las especies *P. culminicola* y *P. pinceana* prácticamente restringidas a esta región, la señalan como el probable centro de origen de las especies de la Subsección *Cembroides* (Farjon y Styles, 1997).

En la región IV (FVT) están presente 26 taxa, dos de ellos son endémicos: *P. rzedowski* y *P. cembroides* ssp. *orizabensis* (Tabla 1, Fig. 1, 2). Los endemismos locales de diversos grupos de plantas están ausentes, en general, hacia el sur de la FVT, lo cual es un indicio de la escasa especiación en el sur de México y en Centroamérica (Rzedowski, 1998). En el sureste de México (región V) los pinos endémicos son: *P. tecunumanii* (Dvorak y Raymond, 1991; Dvorak *et al*., 2000) y *P. patula* var. *longepedunculata*, que pueden ser taxa derivados recientemente. La mayoría de los taxa del sur son de amplia distribución (71%). El que la región IV y V compartan entre sí 19 taxa, señala a la migración como la causa más probable de la riqueza de pinos en Mesoamérica (Rzedowski, 1978; Farjon y Styles, 1997; Dvorak *et al*., 2000).

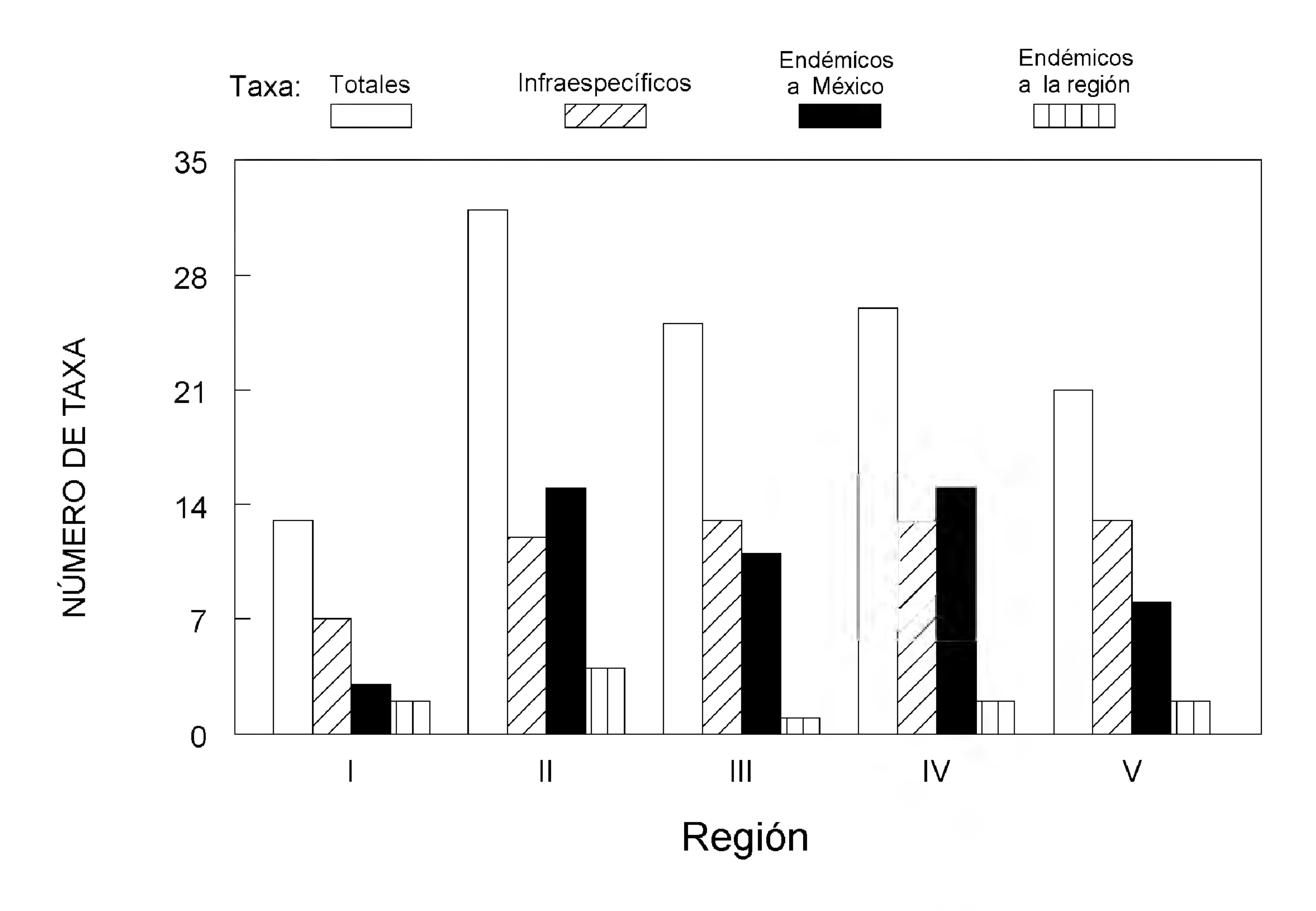


Figura 2. Riqueza y endemismos de los taxa de pinos de México por región

La diversidad disminuye drásticamente hacia el Caribe, con sólo *P. caribaea* var. *hondurensis* en Campeche y Quintana Roo (incluidos en la región V) y cuatro especies en Nicaragua.

Los datos precedentes, sugieren dos probables centros de diversidad y evolución de *Pinus* en México: El primero conformado por la FVT (Región IV), con extensiones hacia el noroeste y sureste, a través de la Sierra Madre Occidental (Región II), Sierra Madre Oriental (Región III) y Sierra Madre del Sur (región V), con las que comparte 17, 19 y 17 taxa, respectivamente. La mayoría de las entidades federativas de la República Mexicana dentro de la región IV, poseen entre 11 y 18 taxa, y sólo Aguascalientes, Colima y Guanajuato poseen menos de diez especies. El 70% de los pinos de este primer centro de diversidad son mexicanos *sensu stricto* y es el área de distribución principal de tres complejos de especies polimórficas: *P. devoniana*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus*, desde la cual pudieron dispersarse hacia otras regiones de México y Centroamérica (Farjon y Styles, 1997).

El segundo centro de diversidad (Regiones II y III), se caracteriza por los endemismos locales, originados en pequeñas montañas de las planicies áridas y semiáridas. Los eventos geológicos en el Cretácico tardío-Terciario temprano, que generaron el patrón de montañas separadas por llanuras, aunado al cambio climático relacionado con la desertización durante el Mioceno, favorecieron la migración de pinos desde las Montañas Rocosas y su diversificación posterior en esta región de México (Axelrod, 1986; Farjon y Styles, 1997).

Ecología

Los bosques mexicanos de pino son en su mayoría resistentes a heladas, a periodos de sequía, a incendios frecuentes, al pastoreo y otros tipos de disturbio. Se pueden establecer sobre suelos someros, rocosos y muchas veces pobres en nutrientes, pero pueden colonizar sitios más favorables. Las diferencias morfológicas y fisiológicas entre las especies dominantes, la diversidad de especies acompañantes y la variedad de condiciones ecológicas en las que prosperan, son responsables de la amplia gama de variantes dentro del tipo fisonómico general de este bosque (Rzedowski, 1978).

La distribución altitudinal de los pinos varía entre 1,500 y 3,000 m, pero pueden alcanzar el límite superior de la vegetación arbórea (3,650 m en el norte y 4,000 m en el centro y sur de México) (Yeaton, 1982; Earle, 2007). En los pinares la temperatura media anual fluctúa entre 6 y 28 °C y la precipitación promedio anual de 350 a más de 1,000 mm. Con respecto al sustrato geológico, parecen preferir los suelos derivados de rocas ígneas, pero se les puede encontrar sobre gneiss, esquistos, margas, areniscas lutitas y calizas. El color del suelo, la textura y el contenido de nutrientes, presentan variaciones considerables de un lugar a otro; son bastante frecuentes los suelos rojos, negros o muy oscuros. Algunos pinares se desarrollan en suelos con deficiencia en minerales, donde es probable que las micorrizas influyan significativamente en su supervivencia y potencial competitivo (Rzedowski, 1978).

Aunque las especies y taxa infraespecíficos endémicos están restringidos a México, algunos son de amplia distribución (Tabla 1, Fig. 2). Styles (1998) sugiere que el término endemismo se aplique sólo a los pinos con áreas de distribución limitadas o de escasa frecuencia, que habitan en condiciones ecológicas especiales. Varios taxa del subgénero *Strobus*, que presentan poblaciones únicas o pequeñas y disyuntas en el norte de México, pertenecen a esta categoría: *P. cembroides* ssp. *cembroides*, *P. cembroides* ssp. *lagunae*, *P. culminicola*, *P. discolor*, *P. edulis*, *P. johannis* y *P. remota* (Tabla 1). Las especies *P. nelsonii*, *P. pinceana* y *P. maximartinezii* son más significativas: las dos primeras tienden a ser árboles aislados o forman pequeños grupos asociados con *P. cembroides*, pero no forman bosques puros o mixtos. *P. maximartinezii* sólo se ha encontrado en una localidad, en la Sierra de Morones, Zacatecas (Styles, 1998). *P. rzedowskii* se distribuye en tres pequeñas localidades disyuntas en Michoacán y hay poca información sobre su biología (Farjon y Styles, 1997; Delgado *et al.*, 1999; Earle, 2007).

Usos y conservación

Los tipos de vegetación representativos de la zona templada subhúmeda de México son el bosque de pino, el bosque de pino-encino, el bosque de encino y el bosque de oyamel (Rzedowski, 1978). Dentro de estos tipos de vegetación, base de la industria forestal, 60% de las especies de pino tienen importancia comercial y el 80% de los productos forestales de México se obtienen de los bosques de pino-encino (Toledo *et al.*, 1993; Sáenz-Romero *et al.*, 2003).

Los pinos son uno de los recursos naturales más valiosos para México, la madera para aserrar es el producto más importante, siguiendo la pulpa de madera para papel kraft y cartón. La importancia comercial de muchas especies de pinos “duros”, se debe a que el xilema produce fibras largas que hacen que el producto final tenga gran resistencia. Los pinos

"blandos", de menor abundancia, son requeridos por su madera menos resinosa y uniformemente granulada (Le Maitre, 1998; García y González, 2003; Ramírez-Herrera *et al*., 2005). En México las especies más explotadas son *P. patula*, *P. oocarpa*, *P. pseudostrobus*, *P. herrerae*, *P. leiophylla* y *P. arizonica* (Perry, 1991; Le Maitre, 1998; Ramírez-Herrera *et al*., 2005), pero es común que los árboles se talen sin considerar la especie.

En el ámbito local son explotados como leña, para postes, construcción de casas y muebles. En el norte de México, *P. cembroides* es fuente de leña, carbón y en menor proporción, para obtener madera. La colecta de semillas comestibles de los pinos piñoneros se practica desde tiempos precolombinos (Laner, 1981). Un producto secundario importante es la resina (se obtiene principalmente de los pinos duros), que es la materia prima para la elaboración de aguarrás y otros productos. Esta industria es fuente importante de ingresos en Chiapas, Oaxaca, Michoacán, Jalisco y Nuevo León; las especies utilizadas son *Pinus oocarpa*, *P. montezumae*, *P. teocote* y *P. pseudostrobus* (Styles, 1998; García y González, 2003).

Desde hace algún tiempo algunos países se han interesado en los pinos de México y Centroamérica, de manera especial en las especies subtropicales para utilizarlas en programas de reforestación. Ha sido sugerido el uso de especies como *Pinus caribaea*, *P. oocarpa*, *P. tecunumanii*, *P. pseudostrobus*, *P. maximinoi* y *P. chiapensis*. Hay datos que confirman que la especie *Pinus radiata* se ha introducido en Sudamérica, Nueva Zelanda, África y Australia (Le Maitre, 1998; Earle, 2007). En Chile hay plantadas con esta especie alrededor de 1,400,000 ha y en España 270,000 ha (Dans del Valle *et al*., 1999).

El área total que cubren los pinares en México es de aproximadamente 5% del territorio, valor que fue 2 o 3 veces mayor en la época prehispánica (Rzedowski, 1978). La pérdida de los bosques templados de México es de alrededor de 167,000 ha por año. La explotación forestal inadecuada, sobre todo la clandestina, los incendios y los desmontes para ampliar las zonas agrícolas, ganaderas y habitacionales, constituyen factores que restan superficie a los bosques y modifican su composición y estructura (Toledo *et al*., 1993; Sáenz-Romero *et al*., 2003).

En relación con la situación del género, desde el punto de vista de su conservación, existen 20 taxa de pinos incluidos en alguna categoría de riesgo dentro de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-2001). Las especies de distribución restringida son las más vulnerables. García y González (1991) han registrado que las áreas ocupadas por el matorral de *P. culminicola* en el Cerro Potosí, Nuevo León, se han reducido considerablemente; la causa principal es el fuego, pues no es una especie que lo resista (Tabla 1).

P. rzedowskii se distribuye en Michoacán, en un área de aproximadamente 1.6 millones de ha, donde se encuentran doce pequeñas poblaciones fragmentadas, algunas de ellas con densidades muy bajas, por lo que sorprende que la especie posea niveles de variación genética comparables a los de otras especies de coníferas con poblaciones grandes (Delgado *et al*., 1999; Earle, 2007).

En el caso de *P. maximartinezii*, se encuentra confinado al sur del estado de Zacatecas, donde existe una población de entre 2,000 y 2,500 árboles maduros, que cubren alrededor de 400 ha. El bosque es propiedad privada, usada para

pastoreo y para la recolección de piñón. Aunque existe preocupación por esta especie, es posible que el manejo adecuado del bosque por los habitantes de la zona pueda ayudar a su conservación *in situ* (Styles, 1998; Ledig *et al.*, 2001). *P. rzedowskii* y *P. maximartinezii*, son dos de las especies más raras y amenazadas (Perry, 1991; NOM, 2001; Earle, 2007).

P. nelsonii es de distribución más restringida que *P. pinceana*, pero se encuentra en sitios menos explotados por el hombre. El principal peligro para *P. pinceana* es el pastoreo (Ledig *et al.*, 2001). Por otro lado, aún cuando las poblaciones isleñas de *P. radiata* var. *binata* están siendo seriamente diezmadas por el ganado caprino, especialmente en Isla Guadalupe (Perry, 1991), la especie no se ha incluido en la NOM (2001). Todos los taxa vulnerables continúan sin protección, por lo que se requiere impulsar acciones para su conservación (Tabla 1).

CONCLUSIONES

En México existen 46, o tal vez 47 especies de pinos, que representan más de 42% de las especies conocidas en el mundo: esta diversidad es aún mayor si tomamos en cuenta las subespecies y variedades. La síntesis de varias disciplinas, entre ellas la sistemática molecular, confirma esta información con un bajo margen de error. Con respecto a la distribución de *Pinus*, sólo las zonas tropicales de baja altitud de los estados de Tabasco y Yucatán carecen de pinos nativos; otros estados como Chihuahua, Coahuila, Durango, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Nuevo León, Puebla, Veracruz y Zacatecas tienen más de 16 especies cada uno. Como muchas de las áreas de distribución de los pinos tienden a desaparecer en función del continuo crecimiento de las poblaciones humanas, es imprescindible que en los planes de desarrollo de México se considere el impacto sobre los recursos naturales: al menos 20 taxa de pinos mexicanos están en alguna categoría de riesgo. Se estima que en los bosques de pino y pino-encino existe alrededor del 24% del total de la flora de México, la mayoría especies endémicas. Estos bosques mantienen una enorme diversidad de seres vivos que representan bienes y servicios importantes para el pueblo mexicano, es prioritario evitar que se extingan en un futuro cercano.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a quienes posibilitaron la aparición de esta revisión: los autores de los trabajos consultados.

REFERENCIAS

Axelrod, D. I. 1986. Cenozoic history of some western american pines Annals of Missouri Botanical Garden 73: 565-641.

Dans del Valle, J.F., F.J. Fernández y A. Romero G. 1999. Manual de selvicultura del pino radiata en Galicia. Asociación Forestal de Galicia. Universidad de Santiago de Compostela, España.

Delgado, P., D. Piñero, A. Chaos, N. Pérez-Nasser and E. R. Álvarez-Buylla. 1999. High population differentiation and genetic variation in the endangered Mexican pine *Pinus rzedowskii* (Pinaceae). American Journal of Botany 86: 669-676.

Dvorak, W. S. y R. H. Raymond. 1991. The taxonomic status of closely related closed cone pines in Mexico and Central America. New Forests 4: 291-307.

Dvorak, W. S., A. P. Jordon, G. P. Hodge y J. L. Romero. 2000. Assessing evolutionary relationships of pines in the *Oocarpae* and *Australes* subsections using RAPD Markers. New Forests 20: 163-192.

Earle, J. C. 2007. Gymnosperm Database. http://www.conifers.org/index.htm. Fecha de actualización 13 de julio de 2006.

Eguiluz-Piedra, T. 1985. Origen y evolución del género *Pinus* (con referencia especial a los pinos mexicanos). Dasonomía Mexicana 6: 5-31.

Farjon, A., J. A. Pérez de la Rosa and T. B. Styles. 1997. Guía de campo de los pinos de México y América Central. Royal Botanic Gardens, Kew- University of Oxford. 151 p.

Farjon, A. y T. B. Styles. 1997. *Pinus* (PINACEAE). Flora Neotropica, Monograph 75. Organization for Flora Neotropica. The New York Botanical Garden, New York, USA. 291 p.

Farjon, A. 2003. The remaining diversity of conifers. Acta Horticultura (ISHS) 615: 75-89.

García, A. A. y E. S. González. 1991. Flora y vegetación de la cima del Cerro Potosí, Nuevo León, México. Acta Botánica Mexicana 13:53-74.

García A., A. y M. S. González. 2003. Pináceas de Durango. Instituto de Ecología, A.C. Comisión Nacional Forestal. México. 187 p.

Gernandt, D., A. Liston y D. Piñero. 2003. Phylogenetics of *Pinus* Subsections *Cembroides* and *Nelsoniae* inferred from cpDNA secuences. Systematic Botany 28: 657-673.

Gernandt, D., L. G. Geada, G. S. Ortiz y A. Liston. 2005. Phylogeny and classification of *Pinus*. Taxon 54: 29-42.

Hilton, J., S. J. Wang, B. Tian y C. H. Li. 2003. Evidence for conifer origins and early evolution from the late Palaeozoic Cathaysian flora of south east Asia. Acta Horticultura (ISHS) 615: 59-65.

Krupkin, A. B., A. Liston y S. H. Strauss. 1996. Phylogenetic analysis of the hard pines (*Pinus* subgenus *Pinus*, Pinaceae) from chloroplast DNA restriction site analysis. American Journal of Botany 83: 489-498.

Laner, R. M. 1981. The Pinon Pine: A Natural and Cultural History. University of Nevada Press, USA. 208 p.

Ledig, F. T., M. A. Capó-Arteaga, P. D. Hodgskiss, H. Sbay, C. Flores-López, M. Thompson y B. Bermejo-Velázquez. 2001. Genetic diversity and the mating system of a rare Mexican piñon, *Pinus pinceana*, and a comparison with *Pinus maximartinezii* (Pinaceae). American Journal of Botany 88: 1977-1987.

Le Maitre, D. C. 1998. Pines in cultivation: a global view. *In*: M. D. Richardson (ed). Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press.Cambridge, UK. pp: 407-431.

Liston, A., W. A. Robinson, W. D. Piñero y E. R. Álvarez-Buylla. 1999. Phylogenetics of *Pinus* (Pinaceae) based on nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacer region secuences. Molecular Phylogenetics and Evolution: 11: 95-109.

Loock E., E. M. 1950. The pines of Mexico and British Honduras. South Africa Department of Forestry Bulletin 35. South Africa. 262 p.

Martínez, M. 1948. Los pinos mexicanos. Ediciones Botas, México. 366 p.

Miller, C. N. Jr. 1999. Implications of fossil conifers for the phylogenetics relationships of living families. The Botanical Review 65:240-277.

Mirov, N. T. 1967. The genus *Pinus*. Ronald Press. New York, USA. 602 p.

Norma Oficial Mexicana (2001) NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres -categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- lista de especies en riesgo.

Pérez de la Rosa, J. A. 1998. Promoción de una variedad de pino serotino mexicano a nivel de especie. Boletín del Instituto de Botánica. Universidad de Guadalajara (IBUG) 5:127-135.

Perry, J. P. Jr. 1991. The pines of México and Central America. Timber Press. Portland, Oregon, USA. 231 p.

Perry, J. P. Jr., A. Graham y M. D. Richardson. 1998. The history of pines in México and Central America. *In*: M. D. Richardson (ed). Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp: 137-149.

Price, R. A., A. Liston y S. H. Strauss. 1998. Phylogeny and systematics of *Pinus*. *In*: M. D. Richardson (ed). Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp: 49-68.

Ramírez-Herrera, C., J.J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. Acta Botánica Mexicana 72: 1-16.

Richardson, M. D. y W. P. Rundel. 1998. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. *In*: M. D. Richardson (ed). Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp: 3-46.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México, D.F. 432 p.

Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *In*: T. P. Ramamorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds). La diversidad biológica de México, orígenes y distribución, Instituto de Biología, UNAM, México. pp. 129-145.

Sáenz-Romero, C., A. E. Snively y R. Lindig-Cisneros. 2003. Conservation and restoration of pine forest genetic resources in Mexico. Silvae Genetica 52: 5-6.

SEMARNAT. 2001. Programa Nacional Forestal 2001-2006. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional Forestal. México. 150 p.

Shaw, G. R. 1909. The Pines of Mexico. Publications of the Arnold Arboretum No. 1. 30 p.

Standley, P. C. 1920-1926. Trees and Shrubs of Mexico. Contributions from the United States National Herbarium 23: 1-1721.

Styles, T. B. 1998. El género *Pinus*: su panorama en México. *In*: T. P. Ramamorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds). La diversidad biológica de México, orígenes y distribución. Instituto de Biología, UNAM, México. pp. 385-408.

Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco. 1993. La producción rural en México: alterna-

tivas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno y Prensas de Ciencias. México. 402 p.

Willis, K. J. y J. C. McElwain. 2002. The evolution of plants. Oxford University Press. New York, USA. 378 p.

Yeaton, R. I. 1982. The altitudinal distribution of the genus *Pinus* in the western United States and Mexico. Boletín de la Sociedad Botánica de México 42:55-71.

Zhang, Z. Y. y D. Z. Li. 2004. Molecular phylogeny of Section *Parrya* of *Pinus* (Pinaceae) based on chloroplast *matK* gene sequence data. Acta Botanica Sinica 46: 171-179.

Manuscrito recibido el 2 de marzo de 2007
Aceptado el 12 de julio de 2007

Este documento debe citarse como:
Sánchez González, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques* 14(1):107-120.

MADERA Y BOSQUES Vol. 14 Núm. 1
Se terminó de imprimir en el mes de marzo de 2008
en los talleres de Editorial Cromocolor S.A. de C.V.
Miravalle 703 Col. Portales C.P. 03570, México, D.F.

La edición consta de 400 ejemplares
más sobrantes para reposición.



CONTENIDO